



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLICUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار- عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR – ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUEE

Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat ès sciences

Spécialité : Biologie Animale
Option : Ecotoxicologie

Intitulé

Contribution à l'étude bioécologique, biogéographique et physiologique des Myriapodes dans l'Est Algérien. Impact d'un régulateur de croissance le RH-0345 sur le cycle reproducteur de *Scolopendra morsitans* (Myriapoda, Chilopoda)

Présentée par

M^{me} BOUKACHABIA Alima

Devant un jury composé de :

Dr. W. AYAD-LOUCIF	Président	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. O. DAAS-MAAMCHA	Directeur de thèse	Université Badji Mokhtar - Annaba
Dr. F. TINE-DJEBAR	Examineur	Université Larbi Tebessi- Tébessa
Pr. A. TADJINE	Examineur	Université Chadli Bendjedid- El Tarf

Année universitaire : 2015/2016

Remerciements

Je remercie Dieu le tout puissant de m'avoir donné la force et la capacité d'effectuer ce travail.

Je remercie chaleureusement Madame Ayad-Loucif Wahida (maître de conférences à l'université d'Annaba), qui m'a fait l'honneur de présider ce jury.

Je suis très reconnaissante envers Madame **Daas-Maamcha Ouided** Professeur au département de Biologie de l'université Badji Mokhtar - Annaba qui a accepté de diriger ce travail, Je vous remercie d'avoir apporté votre expérience et d'avoir passé de nombreux moments à la correction de ce manuscrit. Votre compétence, rigueur scientifique et clairvoyance m'ont beaucoup appris. Sans vous cette thèse ne serait pas ce qu'elle est et ce travail aurait été tellement moins intéressant.

Merci également à Madame **Tadjine Aicha**, Professeur à l'Université Chadli Bendjedid El-Tarf d'avoir accepté de faire partie de ce jury et d'évaluer ce travail de recherche.

Je fais part de mes sincères remerciements à Madame Tine-Djebar Fouzia (Maître de conférences à l'université Larbi Tébessi, Tébessa), qui a accepté de participer à mon jury de thèse.

Merci à tous

Dédicaces

J'aurais souhaité m'en acquitter autrement que par des remerciements pour mes chers défunts parents, qui lors de leur vivant ont fait tant de sacrifices pour me voir arriver à ce niveau

Et malgré les exigences d'une responsabilité assez fatigante, je remercie mes tendres enfants pour l'amour qu'ils me procurent.

Mes chères sœurs qui n'ont jamais cessé de me soutenir

Ainsi que mon mari et ma belle famille

Une pensée à mon beau père qui vient de nous quitter

A toutes mes amies et mes collègues.

Liste des Tableaux

Tableau	Titre	Page
1	dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage.	39
2	dosage des glucides, réalisation de la gamme d'étalonnage.	39
3	dosage des lipides, réalisation de la gamme d'étalonnage.	
4	Données climatiques de la zone d'Annaba durant l'année d'étude (PC : paramètre climatique).	49
5	Données climatiques du site de Tébessa durant l'année d'étude (PC : paramètre climatique).	49
6	Identification des Myriapodes dans les quatre stations d'étude.	51
7	Nombre des Diplopodes et des Chilopodes récoltés en fonction des sites.	52
8	Inventaire des espèces de Myriapodes identifiées par station au cours de l'année d'étude.	53
9	Inventaire des différentes familles de Myriapodes en fonction des stations de récolte au cours de l'année d'étude.	56
10	Effets du stress environnemental sur le nombre d'ovocytes des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$; $n=5$).	58
11	Analyse de la variance à un critère de classification du nombre d'ovocytes chez les femelles de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps à Annaba ($m \pm s$, $n=5$).	49
12	Analyse de la variance à un critère de classification du nombre d'ovocytes chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).	49
13	Effets du stress environnemental sur la longueur ovocytaire en (mm) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$, $n=5$).	60
14	Analyse de la variance à un critère de classification de la longueur ovocytaire en (mm) chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).	60
15	Analyse de la variance à un critère de classification de la longueur ovocytaire en (mm) chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).	61
16	Effets du stress environnemental sur la largeur ovocytaire (mm) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$; $n=5$).	61
17	Analyse de la variance à un critère de classification sur la largeur ovocytaire en (mm) chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).	62
18	Analyse de la variance à un critère de classification sur la largeur ovocytaire en (mm) chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).	62

19	Effets du stress environnemental sur le volume ovocytaire en (mm ³) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod).	63
20	Analyse de la variance à un critère de classification du volume ovocytaire (mm ³) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps à Annaba (m ± s, n=5).	64
21	Analyse de la variance à un critère de classification du volume ovocytaire en (mm ³) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps à Tébessa (m ± s, n=5).	64
22	Evaluation de l'indice gonadique chez les femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) (m±s, n=5).	65
23	Analyse de la variance à un critère de classification de l'indice gonadique chez les femelles de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps à Annaba (m ± s, n=5).	65
24	Analyse de la variance à un critère de classification de l'indice gonadique chez les femelles de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps à Tébessa (m ± s, n=5).	66
25	Evaluation des concentrations en protéines au niveau de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> (µg/mg d'ovaire) récoltée en période de reproduction printanière à partir des quatre stations d'étude (m±s, n=5).	67
26	Analyse de la variance à un critère de classification des protéines ovariennes chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba (m ± s, n=5).	67
27	Analyse de la variance à un critère de classification des protéines ovariennes chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa (m ± s, n=5).	68
28	Evaluation des concentrations en Glucides de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> (µg/mg d'ovaire).	68
29	Analyse de la variance à un critère de classification des glucides ovariens chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba (m ± s, n=5).	69
30	Analyse de la variance à un critère de classification des glucides ovariens chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa (m ± s, n=5).	69
31	Evaluation des concentrations des lipides de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> (µg/mg d'ovaire).	70
32	Analyse de la variance à un critère de classification des lipides ovariens chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba (m ± s, n=5).	71
33	Analyse de la variance à un critère de classification des lipides ovariens chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa (m ± s, n=5).	71
34	Evaluation du taux des vitellogénines chez les femelles de <i>S. morsitans</i> (µg/µl d'hémolymphe) récoltées en période de reproduction printanière à partir des quatre stations d'étude (m±s, n=5).	72

35	Analyse de la variance à un critère de classification des vitellogénines chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s, n=$).	72
36	Analyse de la variance à un critère de classification des vitellogénines chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s, n=5$).	73
37	Evaluation des concentrations en vitellines $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire chez les femelles de <i>S. morsitans</i> .	73
38	Analyse de la variance à un critère de classification des vitellines chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s, n=5$).	74
39	Analyse de la variance à un critère de classification des vitellines chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s, n=5$).	74
40	Effets du stress environnemental sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des deux sites (Annaba et Tébessa).	75
41	Analyse de la variance à un critère de classification de l'AChE chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s, n=5$).	76
42	Analyse de la variance à un critère de classification de l'AChE chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s, n=5$).	76
43	Effets du stress environnemental sur l'activité spécifique de la glutathion S-transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau des deux sites (Annaba et Tébessa).	77
44	Analyse de la variance à un critère de classification de la GST chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s, n=5$).	78
45	Analyse de la variance à un critère de classification de la GST chez <i>S. morsitans</i> récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s, n=5$).	78
46	Effets du RH-0345 sur le nombre d'ovocytes des femelles témoins et traitées de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater.	79
47	Effets du RH-0345 sur la longueur ovocytaire (mm) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater.	80
48	Effets du RH-0345 sur la largeur ovocytaire (mm) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater ($m \pm s; n = 5$).	82
49	Effets du RH-0345 sur le volume ovocytaire (mm^3) des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater ($m \pm s; n = 5$).	83
50	Effets du RH-0345 sur l'indice gonadique des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater.	85
51	Évaluation des concentrations ovariennes en protéines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s, n=5$).	86

52	Évaluation des concentrations ovariennes en glucides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).	88
53	Évaluation des concentrations ovariennes des lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).	89
54	Évaluation du taux de vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au niveau des deux sites d'étude Annaba (humide) et Tébessa (semi-aride) ($m \pm s$, $n=5$).	91
55	Évaluation des concentrations ovariennes des vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).	92
56	Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) des femelles de <i>S. morsitans</i> , chez les témoins de Dréan et de Bir-elater.	94
57	Effets du RH-0345 sur l'activité la glutathion S-transférase des femelles de <i>S. morsitans</i> , récoltées au niveau de la station de Dréan et Bir-elater.	95
58	variations des paramètres morphométriques des ovocytes matures de <i>S. morsitans</i> .	97

Liste des Figures

Figure	Titre	Page
1	Localisation géographique des sites d'étude d'Annaba et de Tébessa	14
2	Présentation de quelques groupes de Myriapodes (Anonyme, 2006).	17
3	Schéma représentant la morphologie du tronc et de la tête d'un Diplopode (<i>Iule</i>). (Anonyme, 2006)	19
4	Vue générale du corps d'une Lithobie (Anonyme, 2006).	21
5	<i>Lithobius forficatus</i> (Anonyme, 2006).	22
6	Scolopendre tropicale (Iorio, 2005)	22
7	Un Géophile, (Iorio, 2005).	23
8	<i>Scutigera coleoptrata</i> (Iorio, 2005).	23
9	Représentation schématique du protocole d'échantillonnage (Houd, 2013).	24
10	Présentation du piège Barber (Freyssinel, 2007).	24
11	Systématique des Myriapodes (Reimers, 2003).	25
12	Organisation interne d'une lithobie (coupe sagittale). (Boué et Chanton, 1978).	27
13	Organisation interne d'une trachée de Myriapodes (Boué et Chanton, 1978).	27
14	Aspect morphologique de <i>S. morsitans</i> (Boukachabia, 2007). (X1)	29
15	Illustration du cycle de développement de <i>S. morsitans</i> inspirée de celui d' <i>Eupolybothrus nudicornis</i> (Daas, 2002)	33
16	Structure de l'appareil génital femelle de <i>S. morsitans</i> (Daas, 2003).	34
17	Structure chimique du RH-0345.	36
18	Extraction et Dosage des métabolites selon Schibko <i>et al.</i> , (1966).	38
19	Extraction des vitellines et des vitellogénines adaptée aux centipèdes par Descamps (1996) à partir de Fabre <i>et al.</i> , (1990).	42
20	Evaluation du pH des quatre stations d'étude.	47
21	Composition granulométrique des quatre stations d'étude.	48

22	Données météorologiques des deux sites d'étude (A: Température, B: Précipitation, C : Hygrométrie).	50
23	Les différentes espèces de Myriapodes identifiées dans les quatre stations d'étude (X1).	52
24	Distribution des espèces de Chilopodes (A) et de Diplopodes (B) dans les deux sites d'étude.	54
25	Représentation graphique de l'inventaire des espèces de Myriapodes au niveau des deux sites d'étude.	55
26	Distribution des ordres des Myriapodes en fonction des sites d'étude.	55
27	Distribution spatio-temporelle de l'espèce <i>Scolopendra morsitans</i> .	57
28	Evaluation du nombre d'ovocytes des femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	58
29	Evaluation de la longueur ovocytaire en (mm) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$, $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	60
30	Evaluation de la largeur ovocytaire en (mm) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$, $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	62
31	Evaluation du volume ovocytaire (mm^3) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites (Annaba et Tébessa).	63
32	Evaluation de l'indice gonadique chez les femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	65
33	Evaluation des concentrations en protéines à partir de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) récoltée en période de reproduction printanière à partir des quatre stations d'étude ($m \pm s$, $n=5$).	67
34	Evaluation des concentrations en glucides à partir de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	69
35	Évaluation des concentrations des lipides à partir de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	70
36	Evaluation des concentrations en vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	72
37	Evaluation des concentrations en vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).	74
38	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Scolopendra morsitans</i> récoltées à partir des deux sites (Annaba et de Tébessa) ($m \pm s$; $n=5$).	76

39	Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Scolopendra morsitans</i> récoltées à partir des deux sites (Annaba et de Tébessa) ($m \pm s$; $n=5$).	79
40	Evolution du nombre d'ovocytes des femelles témoins et traitées (RH-0345) de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).	78
41	Evolution de la longueur ovocytaire (mm) des femelles témoins et traitées (RH-0345) de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).	81
42	Evolution de la largeur ovocytaire (mm) des femelles témoins et traitées (RH-0345) de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).	82
43	Evolution du volume ovocytaire (mm^3) des femelles témoins et traitées au (RH-0345) de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).	84
44	Evolution de l'indice gonadique des femelles témoins et traitées (RH-0345) de <i>S. morsitans</i> ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).	85
45	Effets du RH-0345 sur les concentrations ovariennes en protéines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au printemps ($m \pm s$, $n= 5$).	87
46	Effets du RH-0345 sur les concentrations ovariennes en Glucides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n= 5$).	88
47	Effets du RH-0345 sur les concentrations ovariennes des lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n= 5$).	90
48	Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n= 5$).	93
49	Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de <i>S. morsitans</i> (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n= 5$).	
50	Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\text{nM}/\text{mn}/\text{mg}$ d protéines) chez les femelles de <i>Scolopendra morsitans</i> récoltées dans les deux sites d'étude ($m \pm s$; $n=5$).	94
51	Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de la glutathion-S-transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de <i>Scolopendra morsitans</i> récoltées dans les deux sites d'étude ($m \pm s$; $n=5$).	96
52	Coupe histologique de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> provenant du site de Bouhadjar (site sain) montrant un ovocyte mature (X50).	97

53	Coupe histologique de l'ovaire de <i>S. morsitans</i> provenant du site de Sidi Amar (site pollué) montrant un ovocyte mature (X50).	97
54	Evaluation de la longueur et la largeur des ovocytes (μm) de <i>S. morsitans</i> récoltée pendant la période de reproduction printanière au niveau des deux sites d'étude.	98
55	Evaluation du volume ovocytaire (mm^3) des ovocytes matures des femelles de <i>S. morsitans</i> durant la saison de reproduction printanière.	99
56	Evaluation de l'épaisseur de l'épithélium folliculaire (μm) de l'ovocyte mature chez <i>S. morsitans</i> durant la saison de reproduction printanière.	100

SOMMAIRE

1. Introduction	01
2. Matériel et méthodes	12
2.1. Présentation des sites d'étude.....	12
2.1.1. Site d'Annaba.....	12
2.1.2. Site de Tébessa.....	12
2.2. Analyse du sol des deux sites d'étude.....	14
2.2.1. Détermination du pH du sol.....	14
2.2.2. Granulométrie.....	14
2.2.3. Structure du sol.....	15
2.2.4. Facteurs abiotiques.....	15
2.3. Anatomie externe.....	16
A. Les Diplopodes.....	17
B. Les Chilopodes.....	19
2.4. Récolte du matériel biologique.....	23
2.4.1 Méthode d'échantillonnage.....	23
2.4.2. Conservation et Identification.....	24
2.4.3. Biologie des Myriapodes.....	25
2.4.3.1. Aperçu sur la systématique de la classe des Myriapodes.....	25
2.5. Anatomie interne.....	26
2.6. Toxicité environnementale et expérimentale.....	29
2.6.1. Présentation du matériel biologique.....	29
2.6.1.1. <i>Scolopendra morsitans</i>	29
2.6.1.2. Position systématique.....	29
2.6.1.3. Morpho-anatomie.....	30
2.6.1.4. Reproduction et Développement.....	31
2.6.1.5. Distinction sexuelle.....	32
2.6.1.6. Structure de l'appareil reproducteur femelle.....	34
2.6.1.7. Ovogénèse et Vitellogénèse.....	34
2.6.2. Morphométrie.....	35
2.6.2.1. Volume ovocytaire.....	35
2.6.2.2. Evaluation de l'indice gonadique.....	35
2.6.3. Traitement.....	36
2.6.3.1. Présentation de l'insecticide.....	36
2.6.3.2. Dose de traitement.....	36
2.6.3.3. Période de traitement.....	36
2.6.3.4. Prélèvement des tissus.....	37
2.7. Analyse biochimique.....	37
2.7.1. Extraction des métabolites ovariens.....	37
2.7.2. Dosage des métabolites ovariens.....	39

2.7.2.1. Dosage des protéines.....	39
2.7.2.2. Dosage des glucides.....	39
2.7.2.3. Dosage des lipides.....	40
2.7.3. Extraction et Dosage des Vitellogénines et des vitellines.....	40
2.7.3.1. Prélèvement hémolymphatique.....	40
2.7.3.2. Prélèvement de l’ovaire.....	40
2.7.3.3. Technique d’extraction.....	40
2.7.3.4. Dosage des vitellogénines et des vitellines.....	41
2.7.3.5. Détermination de la concentration en vitellogénines des échantillons biologiques.....	41
2.7.3.6. Détermination de la concentration en vitellines des échantillons biologiques.....	41
2.8. Analyse Ecotoxicologique.....	41
2.8.1. Dosage de l’acétylcholinestérase.....	43
2.8.2. Dosage de la glutathion-S-transférase.....	43
2.9. Analyse histologique de l’ovaire des femelles de <i>S. morsitans</i>	44
2.10. Analyse statistique.....	45
3. Résultats	46
3.1. Analyse physico-chimique du sol.....	47
3.1.1. Analyse chimique du (pH) des stations d’échantillonnage.....	47
3.1.2. Analyse Granulométrique du sol des sites d’échantillonnage.....	47
3.1.3. Etude Climatique.....	47
3.2. Biodiversité des Myriapodes.....	48
3.2.1. Identification des Myriapodes dans les quatre stations d’étude.....	50
3.2.2. Inventaire des Myriapodes Identifiés.....	50
3.2.3. Inventaire des espèces de Myriapodes identifiées par site de récolte.....	52
3.2.4. Représentation graphique de l’inventaire des espèces de Myriapodes au niveau des deux sites d’étude.....	52
3.2.5. Évaluation des taux des deux ordres de Myriapodes en fonction des sites durant l’année d’étude.....	54
3.2.6. Inventaire des espèces de Myriapodes en fonction des stations de récolte.....	55
3.2.7. Distribution spatio-temporelle de l’espèce <i>Scolopendra morsitans</i>	57
3.3. Effets du stress environnemental sur les paramètres morphologiques.....	57
3.3.1. Evaluation du nombre d’ovocyte chez <i>S. morsitans</i>	57
3.3.2. Evaluation de la longueur ovocytaire (mm) chez <i>S. morsitans</i>	59
3.3.3. Evaluation de la largeur ovocytaire (mm) chez <i>S. morsitans</i>	61
3.3.4. Evaluation du volume ovocytaire (mm ³) chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	63
3.3.5. Evaluation de l’indice gonadique chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	64
3.4. Analyse Biochimique.....	66
3.4.1. Dosage des métabolites au niveau de l’ovaire de <i>S. morsitans</i> provenant des deux sites d’étude.....	66
3.4.1.1. Evaluation des concentrations en protéines dans l’ovaire de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d’étude (Annaba et Tébessa).....	66

3.4.1.2. Evaluation des concentrations en glucides dans l'ovaire de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).....	68
3.4.1.3. Evaluation des concentrations en Lipides dans l'ovaire de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).....	70
3.4.2. Analyse quantitative des vitellogénines et des vitellines chez <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa)	71
3.4.2.1. Analyse quantitative des vitellogénines dans l'hémolymphe de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).....	71
3.4.2.2. Analyse quantitative des vitellines dans l'ovaire de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).....	73
3.5. Analyse Ecotoxicologique.....	75
3.5.1. Effets du stress environnemental sur l'activité de l'acétylcholinestérase (AChE) chez les femelles de <i>Scolopendra morsitans</i>	75
3.5.2 Effets du stress environnemental sur la glutathion-s-transférase.....	77
3.6. Impact d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur plusieurs paramètres biométriques.....	79
3.6.1. Effets du RH-0345 sur le nombre d'ovocytes chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	79
3.6.2. Effets du RH-0345 sur la longueur ovocytaire (mm) chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	80
3.6.3. Effets du RH-0345 sur la largeur ovocytaire (mm) chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	81
3.6.4. Effets du RH-0345 sur le volume ovocytaire moyen (mm ³) chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	83
3.6.5. Effets du RH-0345 sur l'indice gonadique chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	83
3.7. Effets du RH-0345 (Halofénozide) sur les métabolites ovariens de <i>S. morsitans</i> récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).....	84
3.7.1. Évaluation des concentrations ovariennes en protéines chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au niveau des deux sites d'étude.....	85
3.7.2. Évaluation des concentrations ovariennes en glucides chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au niveau des deux sites d'études.....	85
3.7.3. Évaluation des concentrations ovariennes des lipides chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de <i>S. morsitans</i> récoltées au niveau des deux sites d'étude.....	87
	88
3.8. Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellogénines et des vitellines chez les femelles de <i>Scolopendra morsitans</i> récoltées au niveau de la station de (Dréan et Bir-elater).....	
3.8.1. Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellogénines en µg/µl 90 d'hémolymphe chez les femelles témoins et traitées au niveau des deux sites d'étude Dréan et Bir-elater.....	
3.8.2. Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellines (µg/mg d'ovaire) chez 90	

les femelles témoins et traitées au niveau des deux stations d'étude Dréan et Bir-elater.....	91
3.9. Effets du RH-0345 sur l'activité des biomarqueurs.....	93
3.9.1. Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de l'AChE chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	93
3.9.2. Effets du RH-0345 sur l'activité de la GST chez les femelles de <i>S. morsitans</i>	95
3.10. Etude histologique.....	96
3.10.1. Etude histologique de l'ovaire de la femelle de <i>S. morsitans</i> récoltée à partir du site de référence (Bouhadjar) durant la saison de reproduction printanière.....	96
3.10.2. Mensurations de l'ovocyte mature à partir des coupes histologiques.....	98
3.10.3. Mensurations de la longueur et de la largeur ovocytaire (μm) chez <i>S. morsitans</i>	98
3.10.4. Evaluation du volume ovocytaire (μm) chez <i>S. morsitans</i>	98
3.10.5. Evaluation de l'épaisseur de l'épithélium folliculaire (μm) de l'ovocyte mature chez <i>S. morsitans</i>	99
4. Discussion	99
4.1. Paramètres physico-chimique des sols.....	101
4.2. Biodiversité des Myriapodes.....	101
4.3. Biométrie ovocytaire.....	103
4.4. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les métabolites ovariens.....	103
4.4.1. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les protéines ovariennes.....	103
4.4.2. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les glucides ovariens.....	104
4.4.3. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les lipides ovariens.....	105
4.5. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les vitellogénines et les vitellines.....	107
4.6. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur l'activité de L'acétylcholinestérase (AChE).....	108
4.7. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur l'activité de la glutathion-s-transférase.....	109
4.8. Effets du stress environnemental sur la structure des cellules sexuelles femelles (ovocytes) de <i>S. morsitans</i>	111
5. Conclusion et Perspectives	114
6. Résumé (Français, Anglais, Arabe).....	119
7. Références Bibliographiques	124

INTRODUCTION

I. INTRODUCTION

L'écosystème désigne l'ensemble formé par une association ou communauté d'être vivant (ou biocénose) et son environnement biologique, géologique, édaphique, hydrologique, climatique, etc... Les éléments constituant un écosystème développent un réseau d'échange d'énergie et de matière permettant le maintien et le développement de la vie (Fischesser et Dupuis-Tate, 2007). La structure des écosystèmes, qui inclut la biodiversité, aussi les interactions interspécifiques et les facteurs abiotiques, influence le fonctionnement des écosystèmes, notamment la biomasse, la production, la stabilité et la résistance des écosystèmes aux invasions biologiques (Goudard, 2007). Ainsi, la relation entre diversité et biomasse, ou la relation entre diversité et résistance aux invasions biologiques, ont fait l'objet de nombreuses publications (Kinzig *et al.*, 2002, Loreau *et al.*, 2002, Hooper *et al.*, 2005 notamment, pour des synthèses). Mais ce ne sont que des sous-relations de la relation structure - fonctionnement des écosystèmes.

Les écosystèmes procurent des bienfaits aux humains, la biodiversité joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes et dans les nombreux services qu'ils fournissent. Ces services comprennent le cycle des éléments nutritifs, le cycle de l'eau, la formation du sol, la pollinisation des plantes, la régulation du climat, ainsi que le contrôle des organismes nuisibles et de la pollution. Les écosystèmes terrestres sont des composantes essentielles de notre environnement; Ils évoluent selon leurs propres dynamiques bioécologiques. Il est indispensable à la vie qu'il abrite, et c'est en retour la vie biologique qui participe activement à sa formation (pédogénèse) à partir de la roche mère (Gobat *et al.*, 2003).

La biodiversité est l'un des thèmes centraux des études en écologie. Elle correspond à la variabilité existante parmi les organismes vivants et les systèmes écologiques auxquels ils appartiennent, et peut être appréhendée à trois niveaux hiérarchiques d'organisation du vivant (Hawksworth, 1994) : la diversité au sein d'une espèce (diversité génétique), la diversité entre les espèces (diversité spécifique) et la diversité des communautés (diversité des écosystèmes). La diversité est, dans un contexte global, essentielle à la survie des espèces et à leurs adaptations spécifiques aux environnements. Elle joue un rôle fondamental dans les interactions biologiques, dans le fonctionnement des écosystèmes, et les grands équilibres de la planète.

La biodiversité a un rôle essentiel au sein de la biosphère, car elle permet l'existence même des conditions favorables à la vie sur Terre. Chaque espèce interagit avec d'autres espèces et a une fonction précise dans l'écosystème. En outre, plus un écosystème contient un nombre d'espèces important, plus il est capable de faire face aux perturbations (Cardinale *et al.*, 2012), notamment en raison de la diversité des réponses fonctionnelles des espèces et à la redondance écologique à l'intérieur même des écosystèmes.

L'état actuel de la biodiversité ne correspond qu'à une étape de son histoire. De nos jours, 99% des espèces ayant existé sur Terre au cours des 3,5 derniers milliards d'années se

sont éteintes (Novacek, 2001). L'extinction d'espèces est donc un phénomène naturel et les espèces actuelles ne représentent qu'un petit échantillonnage des espèces ayant déjà vécu sur Terre. D'une manière générale, la Terre a déjà connu cinq grandes crises d'extinction massive depuis le Cambrien. Il est aujourd'hui démontré que la Terre subit sa 6ème grande crise d'extinction et qu'elle est imputable à l'espèce humaine. Cette période a ainsi été nommée l'anthropocène. La principale particularité de la crise d'extinction d'espèces que l'on observe aujourd'hui est que le taux d'extinction est 100 à 1000 fois plus élevé que le taux d'extinction moyen qu'a connu la Terre auparavant (Pimm et Raven, 2000).

La particularité de cette crise d'extinction est que l'homme est directement ou indirectement lié à l'ensemble des causes de la perte de la biodiversité : la perte d'habitat, les invasions biologiques, la pollution, les changements climatiques et la surexploitation (Sala *et al.*, 2000). L'ensemble de ces facteurs de perte de biodiversité est lié au besoin croissant des populations humaines en ressources et en énergie. Bien que l'on estime que la première cause actuelle de perte de biodiversité est liée à la destruction d'habitat, suivi de près par les invasions biologiques, le changement climatique risque de devenir la plus importante cause de perte de biodiversité dans les années à venir (Pereira *et al.*, 2010).

La biodiversité (qui inclut la diversité génétique, la diversité des espèces et la diversité des écosystèmes) a un fort impact sur le fonctionnement des écosystèmes. L'étude des relations entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes est actuellement une question centrale en écologie, dont l'importance est accrue avec le développement des activités humaines et les pertes de biodiversité. La structure d'un écosystème, qui inclut la biodiversité, les interactions interspécifiques, l'ordre d'assemblage et de désassemblage de la communauté et les facteurs abiotiques, influence en effet le fonctionnement de l'écosystème, notamment sa biomasse, sa productivité, sa stabilité et sa résistance aux invasions biologiques. Les sociétés humaines tirent de nombreux bénéfices de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes (ressources biologiques, pollinisation, fertilité des sols...). Des pertes de biodiversité peuvent ainsi provoquer des pertes de services écologiques (Pimm *et al.*, 1995, Vitousek *et al.*, 1997, Sala *et al.*, 2000, Loreau *et al.*, 2001 ; 2002, Kinzig *et al.*, 2002, Hooper *et al.*, 2005). Les invasions biologiques, en provoquant des extinctions d'espèces et des modifications importantes du fonctionnement des écosystèmes, peuvent constituer un problème coûteux (Vitousek *et al.*, 1996, Sakai *et al.*, 2001, Hooper *et al.*, 2005). Il est ainsi nécessaire de mieux comprendre les effets de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes, et en particulier, les facteurs écologiques qui conditionnent le succès des invasions biologiques et les impacts des introductions d'espèces sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes parmi lesquels on cite l'écosystème terrestre.

Le sol est une ressource essentielle pour les sociétés humaines et les écosystèmes qu'il convient de protéger compte tenu des dégradations croissantes liées notamment à la croissance démographique ou aux pollutions. Pour mettre en place, suivre et assurer les actions de protection et de gestion, il convient de définir des indicateurs qui permettent d'identifier et de quantifier les perturbations, les transformations du sol et les impacts sur les écosystèmes (Bispo *et al.*, 2009). La contamination des sols par différentes substances,

dont les pesticides, a été reconnue comme l'une des principales menaces qui pèsent sur les sols (Anonyme, 2002). Les pesticides dans les sols peuvent provenir des activités agricoles mais également des activités d'entretien des espaces verts et jardins ou de désherbage des réseaux routiers et ferrés. La vitesse d'infiltration des pesticides dans le sol dépend du sol (humidité, taux de matière organique, pH) et du pesticide (Swarcewicz et Gregorczyk, 2012). Par ailleurs, il n'existe pas de dispositif équivalent à ceux relatifs à l'eau et à l'air pour la caractérisation de la contamination des sols par les pesticides. Il est connu que les insecticides organochlorés sont assez persistants dans l'environnement et certains, bien qu'interdits d'usage peuvent rester présents dans le sol pendant plusieurs années (lindane, alpha-HCH). A l'heure actuelle, les insecticides utilisés (organophosphorés, pyréthrinoides, carbamates et autres) se dégradent rapidement, par contre les herbicides sont assez persistants dans les sols et leurs produits de dégradation sont souvent stables. La pollution chronique par certaines substances minérales persistantes (cuivre dans les fongicides employés en viticulture) (Chaignon *et al.*, 2003) et l'existence éventuelle de "résidus liés" (non extractibles par les méthodes classiques d'analyse) pose la question du risque environnemental à long terme (Barraclough *et al.*, 2005), notamment dans le cas d'une réallocation des terres agricoles à d'autres usages. D'autres sources de contamination des sols proviennent des industries produisant et/ou procédant au stockage des substances phytosanitaires. Le sol est un milieu particulier réunissant un grand nombre d'organismes vivants. Ces organismes possèdent toutes les caractéristiques génétiques uniques et appartiennent à des niveaux trophiques différents. Ils remplissent des fonctions essentielles (Bispo *et al.*, 2009). Par ailleurs, le sol n'étant pas une ressource renouvelable; il est nécessaire d'en assurer la protection afin de permettre le développement des sociétés. L'intérêt de la composante biologique du sol repose sur les fonctions dont il assure : la formation et l'entretien de la structure des sols (la rétention en eau, la compaction), la décomposition, la transformation et le transport de la matière organique, la dégradation des polluants organiques et métalliques du sol (fonction de filtre et du réacteur biologique); le fonctionnement global des écosystèmes (symbiose racinaires); l'émission, séquestration de gaz à effet de serre. Ces fonctions sont réalisées par une multitude d'organismes interdépendants. Une perturbation à un niveau peut engendrer des dommages à d'autres niveaux. Les recherches sur les composantes biologiques des sols et le développement des bioindicateurs sont nécessaires pour compléter les outils disponibles et renseigner sur les modifications et/ou altérations les écosystèmes terrestres (Bispo *et al.*, 2009).

La pollution du sol peut être due à l'accumulation sur le sol des substances non biodégradables, ou à l'accumulation des substances biodégradables mais dont la vitesse de biodégradabilité excède le taux d'accumulation. Alors ces substances peuvent être stockées sur le sol ou être lessivées par les eaux de ruissèlement vers les cours d'eau voisins ou vers la nappe phréatique; ou encore s'évaporer vers l'atmosphère (Beernaert *et al.*, 2007). La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît comme le sous-produit d'une action humaine, au travers les effets directs et indirects de ses activités. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers de ressources en produits agricoles, en eau, et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter indirectement

en altérant les objets physiques qu'il détient, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature. Les effets de la pollution des sols dépendent de leur structure et de leur texture. Certains sols ont la capacité de filtrer, d'absorber et de recycler des quantités importantes de déchets; dans d'autres sols, certains constituants toxiques ne sont pas retenus et se retrouvent dans les fleuves et dans les nappes phréatiques. Les sols sableux sont favorables au lessivage, alors que les sols argileux épais retiennent mieux les déchets. Ainsi toutes les activités humaines, sur les sols doivent tenir compte des propriétés des sols et de la position de la nappe et des cours d'eau du milieu.

Depuis un siècle maintenant, l'homme s'efforce d'estimer la qualité de son environnement, afin de mettre en évidence les dégâts qu'il lui fait subir (Dethier et Dumoulin, 2004). D'après Taurquin et Crague (1994), la pollution des écosystèmes conduit à des déséquilibres du fonctionnement à tous les niveaux. Les effets spectaculaire et dramatique des répercussions de la pollution métallique de l'environnement reposent sur le phénomène de transfert des polluants dans les réseaux trophiques, et plus particulièrement sur le phénomène de bio-magnification. Ce phénomène correspond à l'augmentation de la concentration d'un polluant au fur et à mesure de son transfert dans les maillons d'une chaîne alimentaire (Janssen *et al.*, 1993).

Les enjeux environnementaux et sanitaires liés aux polluants toxiques dans les écosystèmes sont actuellement au cœur de nombreux débats de société et de prise de conscience de la nécessité de réduire la pollution (Binelli et Provini, 2003; Sarkar *et al.*, 2006). C'est ainsi que l'étude des polluants et de leurs effets sur les écosystèmes a donné naissance à une discipline récente qu'est l'écotoxicologie dont le développement est consécutif à l'augmentation des rejets et des accidents dus à l'intensification des activités anthropogéniques (Valavanidis *et al.*, 2006).

La contamination de l'écosystème est de plus en plus menacée par les micropolluants et provoque une altération des capacités physiologiques et biochimiques à différents degrés aux niveaux des organismes qui y vivent (Sifi *et al.*, 2007), ces changements physiologiques et biochimiques constituent des systèmes d'alarmes précoces concernant l'impact des contaminants sur la qualité des sols (Cortet *et al.*, 1999).

L'écotoxicologie est une discipline relativement récente, qui a pour objet l'étude du comportement et du devenir des polluants dans les écosystèmes, ainsi que leurs effets sur la structure et le fonctionnement des communautés et des écosystèmes (Forbes et Forbes, 1997; Walker *et al.*, 2006; Ramade, 2007). Cette définition récente et la formation même du terme « écotoxicologie », venant de « écologie » et « toxicologie » montre que l'écotoxicologie est par essence inter-disciplinaire, au carrefour entre la chimie environnementale, la toxicologie et l'écologie. L'émergence des problématiques de protection des écosystèmes et de la biodiversité depuis les années 1970, et plus encore actuellement avec la prise de conscience mondiale des effets anthropiques sur le fonctionnement des écosystèmes (Anonyme, 2005), place l'écotoxicologie au centre de questionnements et d'attentes scientifiques, sociales, économiques et politiques (Forbes et Forbes, 1997; Ramade, 2007). Si les principales menaces qui entraînent l'érosion de la

biodiversité sont la perte d'habitat, les changements climatiques, les espèces invasives, la sur-exploitation et l'eutrophisation, les pollutions locales et diffuses d'agents chimiques organiques et métalliques constituent par ailleurs un problème majeur pour la santé humaine et de l'environnement en Europe (Anonyme, 2007). L'écotoxicologie est mise en face d'un défi majeur, celui de répondre à des questions fondamentales sur l'impact des polluants dans les écosystèmes en les rendant accessibles et exploitables techniquement pour les décideurs politiques et les gestionnaires des milieux naturels. Les études en écotoxicologie manient donc des concepts et outils de plusieurs disciplines mais les compétences sont trop souvent dissociées, limitant la mise en relation des mécanismes intervenant à différentes échelles spatio-temporelles et niveaux d'organisation biologique. Pour répondre aux questionnements scientifiques émergents, et aux objectifs sociétaux, les enjeux actuels de l'écotoxicologie sont de poursuivre conceptuellement la multidisciplinarité intrinsèque de la discipline en utilisant conjointement les différentes approches et en intégrant les nouveaux outils développés dans d'autres champs disciplinaires (Van Straalen, 2003; Kapustka, 2008). Les points clés en développement dans la recherche en écotoxicologie concernent les changements d'échelles : spatiales et temporelles et les relations des processus entre niveaux d'organisation biologique (Cairns Jr et Nlederlehner, 1996; Akçakaya, 2001; Kapustka *et al.*, 2001; Ares, 2003; van Straalen, 2003; Carlsen *et al.*, 2004; Hope, 2005; Mineau, 2005; Tannenbaum, 2005; Fairbrother *et al.*, 2007; Kapustka, 2008). Ces changements d'échelles, en amenant une approche holistique et fonctionnelle, permettent une compréhension globale des processus gouvernant transfert et effets des polluants dans les écosystèmes. L'utilisation des outils employés en biologie, en écologie fonctionnelle et évolutive, en écologie du paysage et en géostatistiques dans le cadre d'études en écotoxicologie aideraient à améliorer la compréhension des mécanismes qui régissent le devenir et les effets des polluants dans l'environnement.

Les impératifs environnementaux ont encouragé l'industrie agrochimique à développer des molécules capables d'interférer spécifiquement sur le développement de la reproduction de l'organisme visé et pouvant agir comme pesticide de grande stabilité métabolique et environnementale. Les dérivés de la benzoylhydrazines constituent une nouvelle classe de régulateur de croissance des insectes à structure non stéroïdale qui miment l'action de l'hormone de mue (20-hydroxyecdysone). L'hormone de mue joue un rôle majeur dans le développement et la reproduction des insectes et constitue donc une cible privilégiée des insecticides.

La lutte chimique a posé à long terme d'énormes inconvénients avec, entre autres, l'apparition d'espèces de plus en plus résistantes, l'accumulation et la concentration des résidus chez les vertébrés, notamment chez les poissons, les oiseaux et chez l'homme (Khan *et al.*, 2008). À côté de la lutte chimique, vient s'intégrer la lutte éthologique (pièges), la lutte mécanique, la lutte environnementale (assèchement, destruction des gîtes larvaires), et la lutte biologique (Lacey et Orr, 1994). Des organismes invertébrés et vertébrés ainsi que des entomo-pathogènes ont été utilisés dans la lutte biologique contre les moustiques (Chapman, 1974; Larget et De Barjac, 1981; Lacey et Orr, 1994).

Les insectes, vecteurs de plusieurs agents pathogènes, sont généralement contrôlés par des insecticides conventionnels qui ont des effets toxiques indésirables pour l'homme et les espèces non visées. La prise de conscience progressive des dangers pour l'environnement et l'homme de l'usage abusif de ces insecticides a contribué à augmenter l'intérêt porté aux composés alternatifs plus spécifiques et moins toxiques, les régulateurs de croissance des insectes (IGRs). Les IGRs comprennent entre autres les inhibiteurs de la synthèse de la chitine, les mimétiques de l'hormone juvénile et les agonistes de l'ecdysone (Ishaaya et Horowitz, 1998). Les inhibiteurs de la synthèse de la chitine sont représentés par deux groupes : les benzoylphénylurées (BPU) et la buprofézine. Les BPU sont des insecticides sélectifs inhibant la synthèse de la chitine (Ishaaya et Casida, 1974; Soltani *et al.*, 1993; Oberlander et Silhacek, 1998 ; Kellouche et Soltani, 2006; Chebira *et al.*, 2006) en interférant avec la mise en place de la nouvelle cuticule causant ainsi des mues incomplètes chez les insectes (Mulder et Gijswijt, 1973; Grosscurt et Anderson, 1980; Ishaaya *et al.*, 2002). Ces dérivés en raison de leur mode d'action spécifique (Casida et Quistad, 1998), et de leur faible incidence sur l'environnement, sont de plus en plus intégrés dans les programmes de lutte contre les moustiques (Paoletti et Pimentel, 2000). Parmi ces régulateurs de croissance des insectes, l'halofenozide (RH-0345) à structure non stéroïdale mime l'action de la 20-hydroxyecdysone en se fixant aux récepteurs nucléaires spécifiques des ecdystéroïdes par compétition naturelle avec l'hormone de mue. En réponse à cela, les organismes ont développé une variété de mécanismes palliant les effets toxiques des métaux lourds essentiels et non essentiels qui causent le stress oxydatif, pour s'en protéger, des organes tels que le foie ou les reins sont impliqués dans le système antioxydant, ils contiennent la catalase (CAT), superoxyde-dismutase (SOD), Xanthine oxydase (XOD), glutathion peroxydase (GPX) et Glutathion-S-Transférase (GST) en plus du stress oxydatif une défense anti oxydante protège l'animal contre les radicaux libres (Petrivalsky *et al.*, 1997 ; Machala *et al.*, 2001).

La biosurveillance est l'ensemble de processus mis en place pour vérifier, observer et suivre un écosystème durant une période déterminée ou à des intervalles précis. Elle repose sur des bioindicateurs qui sont des organismes ou des groupes d'organismes utilisés pour déterminer la présence, l'abondance et la biodisponibilité des contaminants de l'environnement par l'intermédiaire des concentrations mesurées dans ses organismes pris dans leur totalité dans un ou plusieurs organes et tissus.

Les invertébrés indicateurs de la qualité des milieux terrestres constituent un groupe d'animaux mieux adaptés au sol. Certains d'entre eux assurent la reproduction des végétaux par la pollinisation des plantes à fleurs, certains sont herbivores et ont un impact sur la formation de la biomasse et la survie des plantes. D'autres ont un rôle important dans la régulation des populations d'animaux, soit comme ravageurs soit comme prédateurs. Par ailleurs, les invertébrés sont une importante source de nourriture à de nombreux amphibiens et reptiles, aux oiseaux et à certains mammifères (Colin, 2002). Parmi les invertébrés terrestres, un certain nombre de groupes taxonomiques au fort pouvoir de bioaccumulation sont énumérés (Les Annelides, Les Crustacés isopodes, les Acariens, les Gamasides...etc), (Alter-

Agri, 2004). Les études de ces populations et la détermination de leur capacité d'indicateur écologique permet de caractériser l'état de l'agro-système et de mettre en évidence aussi précocement que possible des modifications naturelles ou associées aux activités humaines. Ces arthropodes terrestres sont directement exposés aux pesticides auxquels ils sont sensibles, de plus, ils occupent une place cruciale au sein de la chaîne alimentaire, prédateurs d'organismes phytophages (rôle d'auxiliaires) mais aussi proie de la faune avicole.

La faune améliore la structure et la stabilité du sol. Elle contribue aussi à la formation d'agrégats ou de micro-agrégats stables favorables à l'amélioration de la structure du sol (Bachelier, 1971; Boyer, 1971; Lavelle *et al.*, 1991). La pédofaune est largement dominée par les Arthropodes. En conséquence toutes modifications portant sur les populations d'Arthropodes ont des répercussions importantes sur le fonctionnement de l'écosystème du sol (Bedano *et al.*, 2006).

Les Myriapodes sont des invertébrés terrestres utilisés comme bio-indicateurs de pollution des sols ; un indicateur biologique ou bio indicateur est un organisme ou un ensemble d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques physiologiques ou écologiques permet de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées (Blandin, 1986). Les Chilopodes sont d'excellents invertébrés prédateurs du sol et de la litière, situés au sommet des chaînes alimentaires, ces arthropodes jouent un rôle important dans le transfert des métaux vers les autres carnivores (Vandenbulcke *et al.*, 1998). Les Myriapodes ont fait l'objet de nombreux travaux, tant anatomiques (Faber, 1855), morphologiques et taxonomiques (Baber, 1984) que physiologiques (Descamps *et al.*, 1989) Les travaux expérimentaux sur le plan physiologique ont été surtout menés sur une des espèces les plus répandues en Europe continentale *Lithobius forficatus* L. (Joly et Descamps, 1988) puis en Algérie sur *E. nudicornis* (Daas, 2005; Daas-Maamcha, 2005, Daas *et al.*, 2007). Seuls quelques travaux ont été menés sur d'autres espèces : *Scolopendra cingulata* (Joly, 1966), *L. crassipes* (Beniouri *et al.*, 1983). L'étude expérimentale a montré que cet animal est particulièrement sensible aux conditions climatiques, au point d'influencer les cycles biologiques. Le genre *Eupolybothrus* a été étudié par Murukami (1958). Ce Chilopode est le plus commun dans la région de l'est Algérien (Daas *et al.*, 1995 ; Daas, 1992 ; Daas, 2005 ; Daas-Maamcha, 2005). L'étude des cycles reproducteurs a fait l'objet de nombreux travaux dans toutes les classes animales. Chez les Myriapodes toutefois, les recherches sont souvent anciennes ou fragmentaires. Les premières observations morphologiques, effectuées chez diverses espèces de Myriapodes, sont dues à Fabre (1855). Zerbib (1966) a décrit la structure de la gonade de quelques phases ovogénétiques au cours du développement post-embryonnaire puis par Daas *et al.*, (2003). La spermatogénèse a été clairement élucidée par (Zerbib, 1966; Descamps, 1969 ; 1970, Daas, 2005). Les cycles de mue et de reproduction sont en général étroitement liés et ce sont les mêmes hormones qui sont impliqués dans la régulation de ces deux cycles (Wigglesworth, 1972). Ces hormones sont constituées essentiellement par les ecdystéroïdes et les hormones juvéniles (Braquart, 1998); Cependant leurs mécanismes d'action chez les insectes paraissent intimement liés au cours du développement et de la reproduction (Lafont, 1994. Gade *et al.*,

1997; Trabalon *et al.*, 1992; Chen et Kelly, 1993; Pascual *et al.*, 1992). Contrairement aux Myriapodes (Descamps, 1983), ces deux processus physiologiques peuvent être affectés par l'application de pesticides.

L'étude cytologique de l'ovogenèse chez les Myriapodes Chilopodes a fait l'objet de nombreux travaux (Lubbock, 1861; Balibiani, 1883a,b ; Nath, 1924; King, 1924 ; Koch, 1925; Daas, 2005) les seules observations ultrastructurales sont relatives à la morphologie nucléolaire chez la Scolopendre (Beams et Sekhon, 1967) et chez *Scutigera* (Beams et Sekhon, 1968). L'ovocyte accumule une grande quantité des matériaux protéiques, mais l'élaboration des protéines dépend de la synthèse au préalable d'ARN pour laquelle l'ADN chromosomique et nucléaire sert de matrice cellulaire, le nucléole est un lieu de synthèse de l'ARN ribosomal qui émet des extrusions qui se répartissent dans le nucléoplasme et correspondent à une augmentation de la quantité de l'ADN qui sert de matrice pour la synthèse d'ARN (Daas, 2005).

Le contrôle endocrinien de la spermatogenèse a été étudié seulement chez les Symphyles (Juberthie-Jupeau, 1963) et chez les Chilopodes, où la 20-hydroxyecdysone exerce un rôle accélérateur sur la croissance spermatocytaire (Descamps, 1992). L'étude de la spermatogenèse a fait l'objet de nombreux travaux chez les Chilopodes, où le cycle spermatogénétique et le cycle de mue ne sont pas strictement liés comme chez les Symphyles. Il existe deux phases spermatogénétiques ; une phase printanière et une autre estivale. Le stade de repos testiculaire estival est beaucoup plus court que le repos testiculaire hivernal (Joly et Descamps, 1969).

Chez les Myriapodes, l'étude de la vitellogénèse a été abordée par Herbaut (1974) et l'isolement des vitellogénines et des vitellines par des techniques immunologiques a été établi par Prasath (1992). L'origine des réserves vitellines a fait l'objet de très nombreux travaux chez les Arthropodes (Raven, 1961; Norrevang, 1968), chez les crustacés (Beans et Kessel, 1963) et chez les insectes (Telfer, 1967 ; Basson-Mabillot, 1969 ; Adams et Filipi, 1988). Les précurseurs vitellogéniques présents dans l'hémolymphe proviennent des produits de digestion ou de l'activité anabolique des cellules du corps gras (Baert *et al.*, 1991). Il est à noter que le cycle ovogénétique chez les myriapodes est en général très influencé par plusieurs facteurs exogènes tel que la température, l'humidité, l'alimentation, la lumière et la nature du sol (Descamps, 1971; Herbaut, 1975; Poser, 1992; Daas, 1992).

Le vitellus, principal constituant de l'ovocyte, se présente sous forme de vacuoles ou de granules, formés principalement de protéines, de lipides et de glucides (Beaumont et Cassier, 1978). De nombreuses études ont été réalisées sur la vitellogénèse principalement chez les insectes (Kunkel et Nordin, 1985; King et Burning, 1985; Kanost *et al.*, 1990; Raikhel et Dhadialla, 1992; Soltani-Mazouni, 1994). Les études consacrées sur la reproduction et la vitellogénèse ont été menées chez *Eupolybothrus nudicornis* par Daas *et al.*, (2003; 2005).

La vitellogénine est une glycoprotéine spécifique aux femelles, elle est le précurseur du vitellus (Harnish et White, 1982), elle est synthétisée principalement dans le corps gras et libérée dans l'hémolymphe pour passer ensuite à travers les espaces élargis entre les cellules

folliculaires pour être incorporée sélectivement par endocytose où elle est transformée en vitelline (Kulakosky et Telfer, 1987; Kunkel et Nordin, 1985; Raikhel et Dhadialla, 1992). La vitelline, protéine majeure dans l'œuf (Chen *et al.*, 1976) est incorporée avec la FEYP (follicular epithelium yolk protéine) sécrétée par ce même tissu épithélial (Bean *et al.* 1988) formant les sphères vitellines (Zimowska *et al.*, 1994, 1995; Davey, 1996).

L'évaluation de la toxicité d'un pesticide ou d'un polluant en général peut être déterminée par le test d'activité d'un biomarqueur ; cependant, ce dernier se définit comme un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, de l'organisme, de la population ou de l'écosystème qui peut être reliée à une exposition ou à des effets toxiques de polluants chimiques environnementaux (Lagadic *et al.*, 1997 ; Galloway et Depledge, 2001 ; Van der Oost *et al.*, 2003). Les biomarqueurs ont pour but de mettre en évidence de façon précoce une pollution (Van der Oost *et al.*, 2003).

Les biomarqueurs peuvent être classés selon deux approche: Les marqueurs d'exposition ou biomarqueurs de défense ou d'adaptation (la réaction de défense de l'organisme exposé à un contaminant (Pussemier, 2004) les marqueurs d'effets ou biomarqueurs de dommage qui indique la modification directe et néfaste causée par un contaminant à un organisme. Il existe des marqueurs dits spécifiques et non spécifiques. Les marqueurs spécifiques offrent la possibilité d'une part d'identifier un type de contamination sur l'organisme.

Le choix d'un biomarqueur est surtout déterminé par sa pertinence et par son efficacité à apporter une réponse claire et mesurable. Les différents travaux scientifiques réalisés ont permis de classer les biomarqueurs suivant la spécificité de leur réponse à certaines molécules polluantes ou à un type d'effet. Ainsi, classiquement, les auteurs distinguent les biomarqueurs d'exposition, les biomarqueurs d'effets et les biomarqueurs de sensibilité (Lagadic *et al.* 1997; Kammenga *et al.*, 2000).

Les biomarqueurs d'exposition sont induits par un type spécifique de polluants et, de ce fait, leurs variations sont indicatrices d'exposition de l'organisme à cette classe de polluants Ces biomarqueurs sont dits spécifiques, tels que les enzymes biomarqueurs de la neurotoxicité comme l'acétylcholinestérase (AChE) et les enzymes de détoxification qui prennent en charge après leurs pénétrations dans les organismes, les polluants organiques qui vont subir grâce à ces enzymes des transformations métaboliques. Ces enzymes de détoxification augmentent l'hydrosolubilité des molécules qu'ils prennent en charge afin d'en faciliter l'élimination de l'organisme. Les réactions de biotransformation sont divisées en trois réactions; phase I, phase II et phase III.

La phase I est assurée par des enzymes qui catalysent l'oxydation et la fonctionnalisation d'un xénobiotique par une réaction de mono-oxygénation (introduction d'un atome d'oxygène) de manière à le rendre plus réactif, ce qui facilite la suite du métabolisme Cette phase fait intervenir essentiellement les mono-oxygénases à cytochrome P450 (CYP). La phase II est réalisée par des enzymes qui catalysent la conjugaison des molécules fonctionnalisées à des substrats endogènes rendant le xénobiotique plus soluble en

formant un composé hydroxyle ayant une propriété hydrosoluble par ajout de composés endogènes hydrophiles (glutathion, acétate, sulfate...). Ces enzymes interviennent à la fois sur des xénobiotiques entrant dans la cellule et sur des molécules préalablement modifiées par les enzymes de phase I. Parmi ces enzymes, la plus sollicitée est la glutathion S-transférase (GST). Les enzymes de phase III sont des enzymes d'excrétion regroupant les protéines membranaires capables d'expulser hors de la cellule un xénobiotique modifié par les enzymes de phase I et/ou de phase II (Parant, 1998; Aït-Aïssa *et al.*, 2003).

L'acétylcholinestérase est une enzyme qui est nécessaire au fonctionnement normal du système nerveux sensori-moteur et surtout au fonctionnement de la plaque motrice (Payne *et al.*, 1996). En effet, cette enzyme permet l'hydrolyse de l'acétylcholine libérée lors du passage de l'influx nerveux par les boutons synaptiques de la jonction musculaire, ce qui provoque la contraction musculaire. Cette enzyme, site cible pour de divers neurotoxiques subit une inhibition irréversible qui entraîne une accumulation de médiateur chimique dans l'espace synaptique, et de ce fait maintient une transmission de l'influx nerveux qui conduira généralement à la tétanie musculaire est à la mort de l'organisme (Mastumura, 1985; Estrada-mandaca *et al.*, 1998). Celle-ci fait suite à une liaison de manière covalente du groupement acétyl de l'AChE, empêchant ainsi toute liaison ultérieure de l'enzyme avec la molécule d'acétylcholine (Estrada-mandaca *et al.*, 1998; Bainy., 2000).

Les Glutathion S-Transférases sont des enzymes cytosoliques jouant un rôle important dans les mécanismes de détoxification des xénobiotiques (Sue *et al.*, 2006). Chez les insectes les GSTs sont associés à la résistance aux insecticides (Konno et Shishido, 1992; Fukami et Shishido, 1996). Elles sont divisées en cinq classes en se basant sur le squelette carbonique de la molécule électrophilique (Habig., 1974). La GST correspond à la phase 2 du système de détoxification impliquée dans les réactions de conjugaison et peut détoxifier un certain nombre de toxiques en agissant comme une protéine de liaison intracellulaire non catalytique. Elle représente surtout un des principaux mécanismes de résistance aux insecticides chez de nombreux organismes visés (Yu, 2004). L'induction de l'activité de la GST a été rapportée chez de nombreux insectes suivant le traitement de l'insecticide (Clark, 1989; Lagadic *et al.*, 1993 ; Punzo, 1993).

Ce présent travail a été effectué sur une des espèces de Myriapodes Chilopodes *Scolopendra morsitans* pendant la saison de reproduction (printanière) pour établir :

Dans un premier volet un inventaire des espèces de Myriapodes (Chilopodes et Diplopodes) ce qui va permettre une connaissance précise de la structure des peuplements dans deux régions du Nord-Est Algérien, la première est une région humide (Annaba) et la deuxième est une région semi-aride (Tébessa).

Dans un deuxième volet, d'évaluer l'effet éventuel du niveau de pollution environnementale ainsi que la toxicité provoquée par l'effet du RH-0345 (agoniste des ecdystéroïdes) sur la reproduction en évaluant les paramètres morphométriques (le nombre d'ovocyte, la longueur, la largeur, le volume ovocytaire et l'indice gonadique), ainsi que sur

la biochimie des gonades femelles, l'activité des vitellogénines et des vitellines pendant la saison de reproduction et sur l'activité spécifique de deux biomarqueurs, (l'acétylcholinestérase) (AChE) et la glutathion-s-transférase (GST) au cours de la reproduction d'un myriapode Chilopode *Scolopendra morsitans*, prélevée à partir de deux régions du Nord-Est de l'Algérie.

Dans un dernier volet, d'évaluer les atteintes histologiques au niveau de la gonade femelle de *Scolopendra morsitans* soumise à un stress environnemental.

MATERIEL ET METHODES

2. Matériel et Méthodes :

2.1. Présentation des sites d'étude

2.1.1. Site d'Annaba : la ville d'Annaba est située à 600 Km de la capitale Alger, à l'extrême Est du pays, elle est largement ouverte sur le littoral méditerranéen avec 80 km de côte. Elle s'étend sur 1412 km². La région est richement arrosée, elle reçoit une précipitation comprise entre 650 et 800 mm/an, le site d'échantillonnage est localisé dans la partie Nord-Est de cette région (36° 52' N, 7° 45' E). Elle est limitée géographiquement :

- Au Nord par la Méditerranée,
- Au Sud, par la wilaya de Guelma,
- A l'Est par la wilaya d'El-Tarf, et
- A l'Ouest par la wilaya de Skikda.

2 stations ont été choisies au niveau du site d'Annaba :

- **La station de Dréan:** c'est la plus grande ville de la wilaya d'El Tarf, elle est à proximité d'Annaba à une distance de 22 km. La daïra de Dréan est une circonscription administrative algérienne située dans la wilaya d'El Tarf, elle regroupe les trois communes de Dréan, Chebaita Mokhtar et Chihani ; elle n'est cependant située qu'à 17 km de l'aéroport d'Annaba,

La ville relie ensemble quatre wilayas. Ainsi, l'autoroute Est-Ouest pénètre sur le territoire de la commune, à 5 km du centre-ville par la Route Nationale 16. Cette situation privilégiée lui a permis, en tant que ville et daïra les plus importantes de la wilaya d'El Taref, de bénéficier de quelques-uns des projets les plus importants de la région. C'est une station loin de toute source de pollution.

- **La station de Sidi Amar:** est une commune située à 7 km de la ville d'Annaba, elle est gravement affectée par les rejets toxiques quotidiens du complexe sidérurgique d'El-Hadjar (Arcelor Mittal), donc considérée comme un site pollué.

2.1.2 Site de Tébessa : La ville de Tébessa est située à l'Est algérien près de la frontière tunisienne, avec une surface de 13878 km². Tébessa est située dans la zone des hautes plaines pelviennes, soumise à un climat semi-aride à hiver frais et venteux. Le site d'échantillonnage est localisé à 35° 24' 19 Nord et 8° 06' 59 Est. La wilaya de Tébessa est située à l'extrême Est d'Algérie, elle est délimitée :

- Au Nord, par la wilaya de Souk Ahras.
- A l'Est, par la Tunisie.
- A l'Ouest, par les wilayas de Khenchela et d'Oum El Bouaghi.
- Au Sud, par la wilaya d'El Oued.

La wilaya est constituée de plusieurs zones géographiques. Au Nord: les monts de Tébessa qui font partie de l'Atlas, les Hauts plateaux et les Hautes plaines. Au Sud, le domaine saharien constitué par un plateau saharien.

La wilaya de Tébessa est une zone de transition météorologique, elle se distingue par quatre étages bioclimatiques : Le Sub-humide (400 à 500 mm/an), très peu étendu, il est limité aux sommets de quelques reliefs (Montagne Serdies et Montagne Bouroumane), le Semi-aride (300 à 400 mm/an), couvre toute la partie Nord de la wilaya, Le Sub-aride (200 à 300 mm/an), couvre les plateaux steppiques, L'aride ou saharien doux (inférieur à 200 mm/an), s'étend au-delà de l'Atlas saharien. 2 stations ont été choisies au niveau du site de Tébessa :

- **La station de Bir-elater:** se situe à environ 87 km au Sud-Est de Tébessa, englobant une superficie totale de 60 à 85 km². Ce site est loin de toute source de pollution. C'est une commune algérienne de la wilaya de Tébessa, située à 87 km au sud de Tébessa.

Au nord de Bir-elater se trouve une plaine, l'agriculture était florissante au temps des romains. De nos jours, le sol est sec et peu fertile. La végétation est essentiellement constituée de touffes d'alfa. Au sud, se situe la montagne Onk, orienté nord-est sud-ouest, elle abrite des mines de phosphates.

Le paysage devient plus accidenté avec quelques pitons et des oueds asséchés qui creusent de nombreux canyons ocre jaune. En poursuivant en direction de Negrine, la végétation se fait de plus en plus rare et le terrain est constitué de terre déserte et de cailloux. La station s'étend sur 1522 km² et elle est loin de toute source de pollution.

- **La station d'Elma-elabiod:** est localisée au sud de Tébessa à une distance de 22 km à Tébessa. La limite Nord de la plaine d'Elma-elabiod est formée par la montagne Doukkane, la montagne Anoual et la montagne de Bouroumane. La limite Est de la plaine s'approche du territoire tunisien dans la région de Koudiat Sidi Salah. A l'Ouest, on trouve la plaine de Chériaa, la plus haute des régions du Sud-Est constantinois. La station est affectée par les rejets de la cimenterie d'Elma-elabiod.



Figure 1: Localisation géographique des sites d'étude d'Annaba et de Tébessa.

2.2. Analyse du sol des deux sites d'étude :

Les deux sites d'étude ont fait l'objet d'un échantillonnage aléatoire, nous avons prélevé à l'aide d'une tarière Edelman cinq (5) carottes ou colonnes de terre non remaniée à une profondeur de 20cm.

Sur une bêche propre, l'homogénéisation a été réalisée à la main, lors de cette opération nous avons écarté tous les éléments grossiers à savoir les feuilles, les cailloux, les racines et les coquilles d'escargots. Ensuite; chaque échantillon de terre est ensachée, étiquetée, puis transportée au laboratoire. Une fois arrivé au laboratoire les échantillons ont été séchés à l'air libre puis broyés dans un broyeur à 2mm (Mathieu et Pielain, 1998).

2.2.1. Détermination du pH du sol :

La méthode de détermination du pH utilisé dans notre travail est la potentiométrie à l'aide d'un pH mètre, cette méthode mesure l'activité des ions H^+ plutôt que leur concentration, la mesure est effectuée dans une suspension en équilibre (Afnor, 1996).

Ajouter 100ml d'eau distillée à 50g d'échantillon du sol à 2 mm de granulométrie, ensuite laisser le sol absorber la solution, mélanger pendant 10 secondes au moyen d'une tige de verre. Au cours des 30 minutes qui suivent, agiter la suspension 4 ou 5 fois.

Après un repos de 30 minutes, mesurer le pH en plongeant l'électrode dans la suspension, la lecture est direct sur l'afficheur du pH-mètre.

2.2.2. Granulométrie :

La méthode de l'hydromètre de Bouyoucos détermine les proportions physiques de 3 tailles de particules primaires du sol, par leur taux de sédimentation dans une solution

aqueuse en utilisant un Hydromètre. Ces proportions sont représentées par un classement selon leur taille :

- le sable compris entre 2 à 0,05mm.
- le limon entre 0,05 à 0,002mm.
- l'argile $\leq 0,002$ mm.

L'emploi de l'hydromètre type ASTM 152 H est basé sur la température standard qui est de 20°C et la densité des particules qui est de 2,65g/cm³ et les unités sont exprimées également en g/l de sol (Afnor, 1996). La correction de la température et de la viscosité de la solution sont établies par la lecture du blanc.

Ajouter à 40g de sol sec 100ml d'héxamétaphosphate de sodium 5%. La solution doit ensuite subir une agitation à grande vitesse pendant 16 heures.

Une fois l'agitation terminée, transférer les échantillons dans des allonges de 1 litre puis ajuster à 1000ml avec de l'eau distillée, éventuellement les allonges sont placées dans un bac thermostatique à 20 °C. Le blanc est préparé, en utilisant 1litre de l'eau distillée et 25 ml d'héxamétaphosphate de sodium 5%.

Après un temps de repos de deux heures à une température ambiante, introduire doucement l'hydromètre dans la suspension, la première lecture a été effectuée après 1 minute et 30 secondes ; et la deuxième lecture après 7 heures 45 minutes. La densité du blanc est mesurée au même temps que les échantillons.

2.2.3. Structure du sol:

La pédofaune est longtemps restée méconnue, peut être en raison de sa taille souvent minuscule, de la multitude d'espèces en cause et de son manque apparent d'intérêt. Son étude n'a pris véritablement essor qu'à la fin du vingtième siècle lorsque l'objectif de la recherche était surtout de se débarrasser des ravageurs des cultures (Deprince, 2003).

Le sol se développe lentement sous l'action du climat, de la végétation qui le recouvre, et des organismes qui le peuplent. Il existe donc une espèce de trilogie dont le membre influent réciproquement les uns sur les autres: climat, biome et sol.

2.2.4. Facteurs abiotiques:

. **La température:** les variations se font selon un rythme saisonnier et un rythme journalier. Un sol humide est chaud qu'un sol sec et les écarts de température pour une profondeur donnée y sont moindres que dans un sol sec ; l'évaporation consécutive à une pluie provoque un abaissement de température dans les couches superficielles du sol (Coiffait, 1958). Ces variations de température ont des effets sur la faune, telle que la migration verticale à la recherche d'une température préférentielle.

. **L'humidité:** la faune hygrobiente qui n'exige que de l'humidité atmosphérique trouve en fait presque toujours une hygrométrie suffisante dans les cavités du sol, par contre la faune

hygrobiante a besoin de l'eau liquide qui imbibe les canaux capillaires du sol. L'eau provenant de pluies entraîne par lessivage des substances nutritives qui déterminent dans les couches inférieures une augmentation du nombre des bactéries, puis de celui des moisissures et la reprise d'activité des formes enkystées. Par contre, d'autres animaux peuvent au contraire mourir ou être amenés à émigrer. Un facteur important qui concerne l'eau est l'aération. Dans les sols marécageux, la faune est beaucoup plus importante si l'eau n'est pas stagnante.

. **La teneur en CO₂ de l'atmosphère du sol** : l'atmosphère du sol a une teneur en CO₂ qui est plus élevée que celle de l'atmosphère épigée. Les animaux des couches superficielles résistent moins bien au CO₂ que les organismes endogés.

. **La porosité**: elle détermine les modalités de circulation des fluides comme l'air et l'eau, mais aussi celle des animaux. La migration des animaux peut être entravée par l'étroitesse des pores. Les arthropodes des couches profondes sont généralement beaucoup plus grêles que les formes épigées. Les fouisseurs qui sont relativement indifférents à la porosité peuvent toutefois ouvrir des voies de migration à ceux qui sont incapables de fuir. Pour une bonne aération, une porosité moyenne semble suffisante.

. **Autres facteurs**: il existe cependant d'autres facteurs: la dispersion de la faune du sol que l'on se contente de citer: le degré d'acidité ou pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la quantité de litières, la salinité des terres et la lumière.

2.3. Anatomie externe :

De répartition mondiale, les Myriapodes ont un corps segmenté comprenant neuf (9) à cent (100) segments abdominaux en fonction de l'espèce, et quatre (4) segments thoraciques, pourvus de nombreuses pattes (une à deux paires par segment).

Au sein des Myriapodes, quatre groupes distincts sont reconnus, les mille-pattes au sens strict ou Diplopodes, les Chilopodes ou « cent-pattes» dans lesquels on retrouve les scolopendres, et enfin deux groupes de Myriapodes nains, les Pauropodes et les Symphyles.

Les Chilopodes possèdent de longues antennes contrairement aux Diplopodes qui ont des antennes courtes mais surtout les Chilopodes ne possèdent qu'une seule paire de pattes sur chaque segment abdominal même si ces pattes peuvent être longues comme c'est le cas des Scutigères.

Alors que la plupart des mille-pattes sont végétariens, les Chilopodes sont des prédateurs et chassent des proies. Ils possèdent à cet effet une série de griffes à proximité de la tête. Seuls les plus grands Chilopodes peuvent infliger des morsures dangereuses pour l'homme. Les deux autres groupes de Myriapodes, les Pauropodes et les Symphyles sont

représentés par de petits animaux qui vivent dans la litière de feuilles mortes et l'humus ou dans le bois en décomposition.

Les Myriapodes sont des invertébrés qui ont un corps segmenté, celui-ci comporte un squelette externe à base de chitine plus ou moins dure : L'exosquelette (Demange, 1981).

Perrier (1970) ajoute que les Myriapodes possèdent des antennes et des mandibules comme les insectes, mais ils se distinguent aisément grâce à leurs corps non divisé (pas de nette séparation entre le thorax et l'abdomen).

Le grand myriapodologiste Brölemann (1930) relate que sous la dénomination de Myriapodes on comprenait autre fois des Arthropodes qui présentent en commun le caractère d'avoir un grand nombre de paires de pattes articulées. Il n'y a cependant pas lieu de nous arrêter aux caractères généraux de ce groupement, la notion ayant prévalu peu à peu qu'il est purement artificiel. Aussi les divers éléments de ce groupement ont-ils été dissociés et répartis en quatre Ordres aujourd'hui désignés sous les noms de: Diplopodes, Symphyles, Pauropodes et Chilopodes.

Par ailleurs, la plupart des auteurs modernes ont prétendu qu'à l'intérieur de la classe des Myriapodes, ils n'y avaient aucune parenté étroite entre les quatre composants qui sont les ordres des Diplopodes, Chilopodes, Pauropodes et les Symphiles. Cependant, les travaux morphologiques récents ont mis en évidence un caractère commun à toute la classe de Myriapodes à savoir la diplopodie, donc l'hétérogénéité de cette classe est plus apparente que réelle.

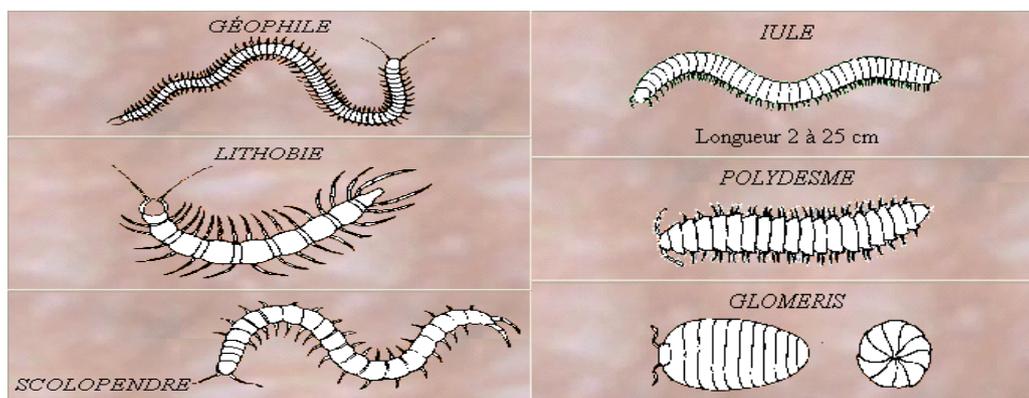


Figure 2 : Présentation de quelques groupes de Myriapodes (Anonyme, 2006)

A) Les Diplopodes :

Les Diplopodes (*Diplopoda*), plus connus sous le nom de « mille-pattes », sont une classe d'arthropodes Myriapodes. Nocturnes ou lucifuges, ils vivent (exceptionnellement en colonies denses) sous les pierres, dans le sol, dans le bois mort en décomposition et dans les endroits humides.

Ils se tiennent parfois en grand nombre sous les pierres, dans le sol et les endroits humides. Comme les vers de terre ils jouent un rôle non négligeable dans la formation de l'humus, contribuent à l'aération du sol et au brassage de ses couches superficielles (Lavelle *et al.*, 1991).

Ils sont composés de nombreux segments, les quatre premiers portent une simple paire de pattes, les suivants sont fusionnés deux à deux et montrent de ce fait deux paires de pattes par anneau. Ils ne possèdent pas de crochets venimeux comme les Chilopodes, leur régime alimentaire est végétarien et détritivore.

Pour se défendre ils peuvent s'enrouler et émettent des substances répulsives et toxiques. Sur les quelques 10000 espèces de mille-pattes connues, *Illacme plenipes* est le Myriapode en ayant le plus de pattes, avec 750 pattes. Certains Diplopodes, comme *Tachypodoiulus niger* et *Ommaztoiulus sabulosus*, font de la périodomorphose, une stratégie de reproduction particulière. Les mille-pattes au sens strict, à savoir les Diplopodes, présentent un corps divisé en deux régions, une tête antérieure et un long corps postérieur.

• La Tête :

Une capsule céphalique ovoïde perpendiculaire à l'axe du corps (Pérès, 2006), elle est constituée de plusieurs segments soudés, elle porte en avant une paire d'antennes multiarticulées dont le nombre des articles est variable ; à la fois tactiles et olfactives ; latéralement deux yeux composés et ventralement la bouche (Grassé et Doumenc, 2000).

Pérès (2006) dit que les antennes sont innervées par le deutocérébron. La bouche montre une lèvre supérieure ou labre, une paire de mandibules.

Les Diplopodes possèdent des « yeux » sur le côté de la tête. Il s'agit d'ocelles dont le nombre peut varier de quelque uns à de multiples d'entre eux et regroupés dans une aire oculaire. Certains mille-pattes, comme les Polydesmids, ne possèdent jamais d'ocelles.

• Le Tronc :

Le corps est composé d'anneaux ou segments abdominaux. Les mille-pattes adultes présentent deux paires de pattes sur la plupart des segments abdominaux. Le premier segment abdominal situé juste en arrière de la tête, le collum, est apode. Le collum constitue le premier segment abdominal. Les trois segments suivants (segments abdominaux 2 à 4) portent une paire de pattes chacun.

Cependant, les Diplopodes juvéniles présentent souvent des anneaux apodes sur la partie postérieure du corps. Il est extrêmement difficile d'identifier les mille-pattes juvéniles, de sorte que pour procéder à une identification, il vaut mieux privilégier des Diplopodes adultes, à savoir ceux qui ne présentent que peu ou pas de segments apodes sur la partie postérieure du corps. (Iorio et Geoffroy, 2006). Ces derniers ajoutent que le partie

dorsale de chaque anneau du mille-pattes est recouverte d'une plaque dure appelée un tergite. Les extensions latérales des tergites sont désignées par le terme de paranota.

Brölemann (1930) suggère que le corps cylindrique, avec ou sans épanouissements latéraux, ou plus ou moins déprimé est généralement recouvert de téguments rigides imprégnés de sels calcaires; lorsque les téguments sont élastiques et dépourvus de dépôts calcaires, l'animal porte des faisceaux de trichèmes dentés (*Polyxenus*).

Le corps est composé de segments apparents en nombre très variable, de 11 à plus de 100 ces segments portent typiquement deux paires de membres placées l'une en arrière de l'autre (sauf cependant aux extrémités l'astrale et caudale, où les segments peuvent n'en porter qu'une, ou même être apodes). Les antennes, plus ou moins claviformes, sont généralement composés de 7 ou de 8 articles apparents. De dimensions différentes et placés bout à bout; elles sont articulées latéralement et toujours très écartées l'une de l'autre. (Les pattes sont insérées ventralement et occupent une position postérieure par rapport au sternite correspondant. Les conduits sexuels débauchent en arrière de la deuxième paire de membres).

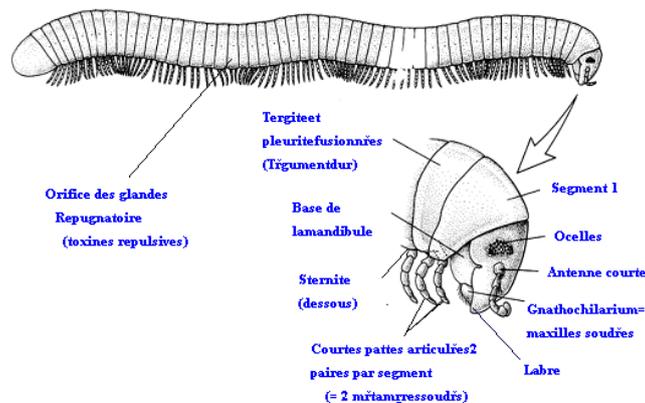


Figure 3: Schéma représentant la morphologie du tronc et de la tête d'un Diplopode (*Iule*). (Anonyme, 2006).

B) Les Chilopodes :

Les Chilopodes (*Chilopoda*) sont une classe de Myriapodes. Chacun des nombreux segments porte une paire de pattes sauf le premier dont la paire d'appendices est transformée en paire de crochets à venin appelés forcipule.

Les Chilopodes sont prédateurs d'autres arthropodes ou de vers. Ils sont tous terrestres mais ont besoin d'un milieu humide car leur cuticule ne possède pas de couche de cire leur permettant de résister à la sécheresse, ils sont aussi lucifuges. La morsure des plus grandes

espèces est douloureuse pour un homme adulte et peut parfois être dangereuse pour un enfant.

Pour les zoologistes, les Chilopodes (parfois appelé centipèdes) sont des Myriapodes opisthognéates (Iorio, 2004a). Cette classe compte environ 350 espèces connues (Kevan, 1999), se sont des Myriapodes de grande taille jusqu'à 25cm, ils ont des téguments mous (Pérès, 2006), à corps aplati dorso-ventralement avec un nombre élevé de segments.

Brölemann (1930) ajoute que dans un Chilopode nous avons à distinguer : la tête pourvue d'organes buccaux, le segment forcipulaire avec ses membres, le tronc formé de segments équivalents entre eux et qui portent chacun une seule paire de membres, enfin un groupe de segments terminaux dont les appendices sont ou très réduits, ou modifiés, ou même complètement atrophiés. Ces diverses parties du corps d'un Chilopode sont constituées suivant un gabarit assez uniforme.

Toutefois un groupe relativement très restreint présente des différenciations telles que, pour la simplification de notre texte, nous distinguerons deux types dont nous indiquerons séparément les particularités.

- **La Tête :**

Selon Brölemann (1930) la tête est constituée par la fusion de l'acron avec six métamères, correspondants aux segments pré-antennaire, antennaire, post-antennaire, mandibulaire, maxillaire I et maxillaire II.

La capsule céphalique est une lentille, en partie évidée ventralement, qui porte en avant deux membres, les antennes, rapprochés à la base et atténués vers la pointe. Son bord caudal est aminci; ses bords latéraux sont légèrement repliés sur la face ventrale; en avant, la surface est continuée par une bride étroite, resserrée entre les antennes.

Dorsalement, la surface de la tête est faiblement bombée et unie; elle présente cependant parfois, à son premier tiers environ, un sillon transversal arqué à concavité antérieure (sillon frontal), dont les extrémités se perdent latéralement ou butent dans des sillons obliques qui limitent intérieurement des plages ocellaires. Ces plages forment la partie antérieure du rebord de la lentille céphalique, en arrière de la base des antennes. Tantôt on y voit des groupes avec d'ocelles indépendants, bombés, ordinairement pigmentés, en nombre très variable ; tantôt les ocelles font complètement défaut.

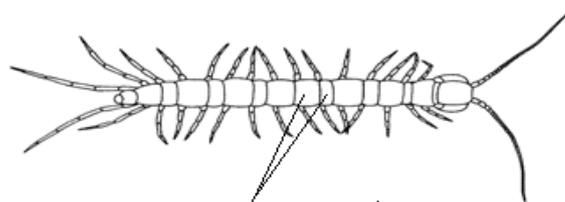
Boué et Chanton (1978) relatent que la première paire de patte est céphalisée et transformée en crochets puissants en rapport avec une glande à venin appelé le forcipule.

- **Le Tronc :**

Brölemann (1930) dit qu'en arrière du segment forcipulaire commencent les segments du tronc, constitués chacun par un tergite et un sternite reliés de part et d'autre par une membrane souple englobant des plages clarifiées, l'orifice des organes respiratoires, c'est-à-dire le stigmate est une seule paire de membres. Le nombre de segments est tantôt en nombre déterminé (15, 21) pour toutes les espèces de chaque groupe, tantôt en nombre variable, même dans les limites de l'espèce. Les tergites sont des sclérotés plus ou moins développés, souvent rectangulaires, tantôt égaux entre eux et tantôt inégaux, suivant une alternance déterminée; ils peuvent présenter des différenciations, notamment des sillons.

A noter particulièrement l'existence très fréquente, dans le groupe des Géophilidés, de glandes dont les pores (pores ventraux) s'ouvrent à la surface du sternite, soit isolément, soit par groupes plus ou moins -compacts, sur des espaces délimités ou non' (champs poreux); la distribution de ces pores est toujours importante à préciser.

Grassé et Doumenc (2000) ajoutent que le telson porte l'anus et n'a pas d'appendices, il engendre les nouveaux anneaux au cours du développement post-embryonnaire.



Alternance de segment courts et longs

Figure 4: Vue générale du corps d'une Lithobie (Anonyme, 2006).

Dans cette classe on distingue 4 ordres :

- **Les Lithobiomorphes :**

Les Lithobiomorphes possèdent 15 paires de pattes, ils se caractérisent par un corps plat, massif et nettement segmenté, avec certains tergites plus petits que d'autres. Nombreuses épines sur les pattes et le tronc ; celles des pattes avant sont les plus nombreuses et les plus visibles. Les antennes divisées en nombreux petits articles. Les ocelles sont peu développés, alors que le forcipule est massif (Brölemann, 1930).



Figure 5: *Lithobius forficatus* (Anonyme, 2006).

. Les Scolopendromorphes :

Ce groupe possède de 21 à 23 paires de pattes, le corps des scolopendres est généralement plat, massif et nettement segmenté, cependant les tergites sont normalement proportionnés. (Iorio, 2003). Des antennes comprenant au minimum 07 articles. Les ocelles sont peu développés, inexistante chez certaines familles (Cryptopsidae).



Figure 6 : Scolopendre tropicale (Iorio, 2005)

• Les Géophilimorphes :

Plus de 23 paires de pattes caractérisent les Géophiles, ces derniers possèdent un corps plat, long et frêle. Cependant la segmentation est assez nette. Le corps des Géophilimorphes comprend une alternance régulière de tergites normaux et de tergites plus petits. Les pattes sont Assez courtes et frêles comparativement à la longueur du corps, les antennes sont plutôt courtes. Les Géophiles se caractérisent par l'absence d'ocelles (Perrier, 1970). Ces Chilopodes sont les moins rapides.



Figure 7 : Un Géophile (Iorio, 2005).

• **Les Scutigéromorphes :**

Les Scutigéromorphes ont 15 paires de pattes, avec un corps bombé et trapus. La segmentation est particulière et moins nette que les autres Arthropodes, avec des tergites plus petites que d'autres. Les pattes sont particulièrement longues, les antennes sont divisées en très nombreux petits articles, les ocelles sont composés et très développés, mais leurs forcipules sont frêles, selon Kevan (1999) c'est le seul Chilopode à disposer d'une bonne vue.



Figure 8 : *Scutigera coleoptrata* (Iorio, 2005).

2.4. Récolte du matériel biologique

2.4.1. Méthode d'échantillonnage

La période de récolte du matériel biologique représenté par la classe des Myriapodes (Chilopodes et Diplopodes) s'étale sur 12 mois; du mois de janvier 2007 à décembre 2007.

Au niveau de chaque site, nous avons sélectionné une parcelle de 100000 m² soit un hectare. A l'aide de ficelle de fer, chaque station a fait l'objet d'un quadrillage, la surface de chaque

quadra est de 400m² soit 20m X 20m, cependant ; sur les 25 quadras 5 sont choisis d'une façon aléatoire. Sur chaque parcelle élémentaire, quatre pièges de type « Barber » (Gobat et al., 1998 ; Viaux et Rameil, 2004) sont disposés d'une façon aléatoire.

Chaque piège est constitué d'un seau en plastique (volume 3 litres et diamètre 15cm) contenant de l'eau et du sel. Il est enterré au ras du sol et surmonté d'une toiture métallique le protégeant de la pluie. Il s'agit d'un dispositif de piégeage passif. Les captures résultent de l'activité des Myriapodes.

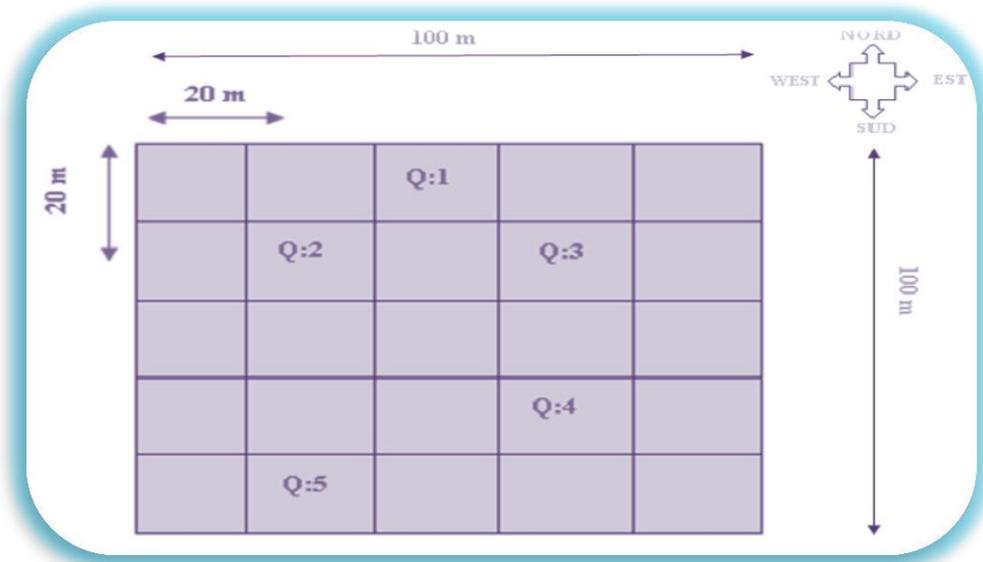


Figure 9 : Représentation schématique du protocole d'échantillonnage (Houd, 2013).



Figure 10 : Présentation du piège Barber (Freyssinel, 2007).

2.4.2. Conservation et Identification :

Les myriapodes tombés dans ces pièges ont été récoltés deux fois par mois (Heliölä et al., 2001). Le contenu de chaque piège a été transféré dans un flacon en verre étiqueté contenant de l'alcool à 70° afin de conserver les spécimens collectés. Chaque flacon a ensuite été ramené au laboratoire pour identification et comptage des individus piégés.

Les individus collectés sont dénombrés puis observés à l'aide d'une loupe binoculaire. La détermination de la famille d'appartenance, du genre et de l'espèce est basée sur l'observation des caractères morpho-anatomiques établis par Brölemann (1930) et Demange (1981).

Par ailleurs, une station météorologique située dans la zone d'étude nous a permis d'obtenir des données concernant la température de l'air, les précipitations et l'humidité atmosphérique.

2.4.3. Biologie des Myriapodes

2.4.3.1. Aperçu sur la systématique de la classe des myriapodes

Selon la classification établie par Reimers, (2003): les Myriapodes appartiennent à l'embranchement des Arthropodes.

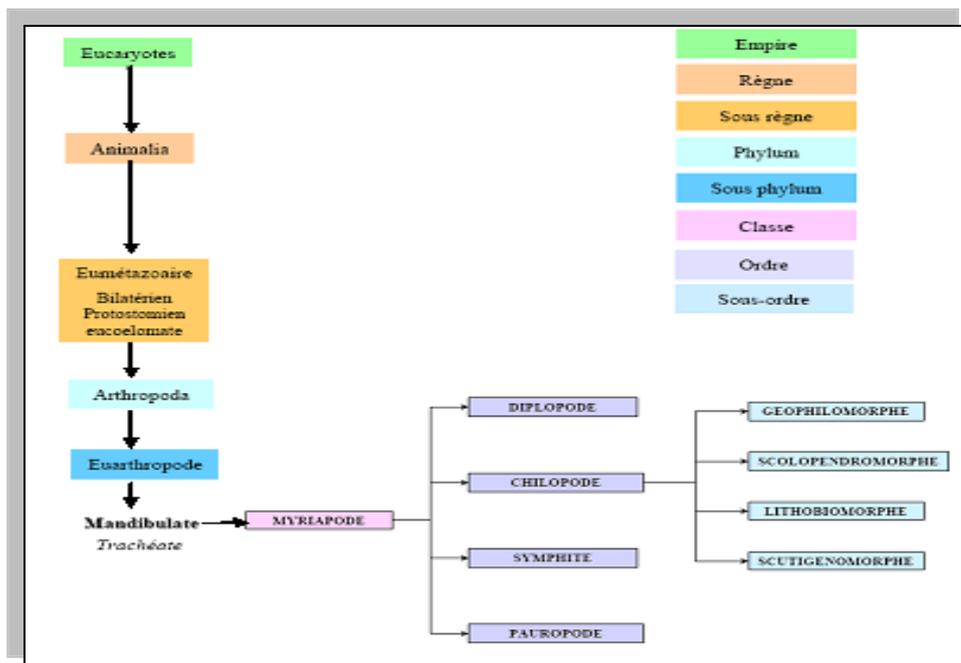


Figure 11: Systématique des Myriapodes (Reimers, 2003).

La classe des Myriapodes renferme deux groupes selon la position des orifices génitaux :

. **Progonéates** : ou l'orifice génital est situé dans les segments antérieurs. Ce groupe comprend 3 ordres: les Sympyles, les Pauropodes (250 à 300 espèces) et les Diplopodes (7000 espèces environ) avec les deux familles prédominantes des Iulidés et des Glomeridés.

. **Opistogonéates** : l'orifice génital est situé à la face ventrale du dernier segment du tronc (Chilopodes). Ce groupe réunit les Anamorphes et les Epimorphes. Les premiers sont

représentés par les 2 ordres, Scutigéromorphes et Lithobiomorphes; les seconds par les Scolopendromorphes et les Géophilomorphes.

2.5. Anatomie Interne:

• La digestion :

L'appareil digestif est un tube droit divisé en trois parties : l'œsophage, l'intestin moyen et l'intestin postérieur. L'œsophage a des plis longitudinaux et des saillies formant une sorte de filtre pour les aliments avec une valvule terminale associée à un sphincter musculaire. L'intestin moyen, section la plus longue, est le siège de la digestion et de l'absorption. L'intestin postérieur court est en S. Une paire d'organes excréteurs (reins), les tubes de Malpighi, débouchent entre les intestins moyen et postérieur (Boué et Chanton, 1978).

Il existe, en outre, une paire de reins céphaliques chez *Lithobius* et deux paires chez *Scutigera*. Les glandes salivaires, nombreuses (plusieurs paires), débouchent dans la cavité buccale.

Selon Stachurski et Zimka (1976), le régime alimentaire des Myriapodes est diversifié bien que les Diplopodes sont des arthropodes végétariens qui se nourrissent de la matière végétale de la litière du sol. Leur rôle est important comme transformateurs de la matière organique dans les premières étapes de décomposition (David, 1987). Par ailleurs; les Chilopodes sont des carnivores et jouent un rôle dans la régulation des populations (collemboles par exemple). Ces prédateurs possèdent un appareil inoculateur de venin, les forcipules (Iorio, 2004b).

Le venin des Chilopodes est létal pour la plupart des petits Arthropodes, Araignées et Coléoptères qui y sont particulièrement sensibles (Dubosco, 1994 ; Iorio, 2004b).

• La Circulation :

Demange (1981) note que le vaisseau dorsal ou cœur est pourvu de muscles aliformes. Il se continue, en avant et en arrière, chez les Scolopendres par une artère. Il y a une paire d'ostioles et une paire d'artères par segment. La paire d'artères antérieures est reliée à un vaisseau ventral courant le long de la chaîne nerveuse formant un anneau autour de l'œsophage. Le sang passe dans deux sinus courant de part et d'autre de la chaîne nerveuse ventrale. L'humidité influe sur la masse sanguine et le nombre des globules.

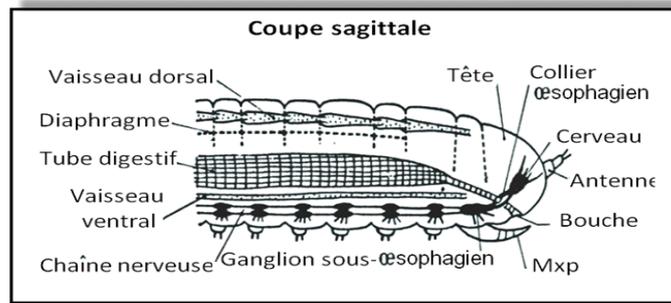


Figure 12 : Organisation interne d'une lithobie (coupe sagittale) (Boué et Chanton, 1978)

. La Respiration :

Les Myriapodes sont des animaux fondamentalement terrestres donc trachéates comme les insectes (Anonyme, 2006). La respiration s'effectue par des trachées ramifiées, maintenues béantes par un épaississement en spirale ; elles débouchent dans des chambres communiquant avec l'extérieur par les stigmates ; ceux-ci sont situés dans les pleurcs et présents sur certains segments seulement (Demange, 1981).

En 2006, Pérès relate que chez les larves, la respiration est exclusivement cutanée dont les stigmates céphaliques, seuls orifices respiratoires sont fermés.

Le faisceau de trachées converge vers un vestibule granuleux qui aboutit à un stigmate. Le nombre et la position de ces orifices varient d'une espèce à l'autre (Grassé et Doumenc, 2000).

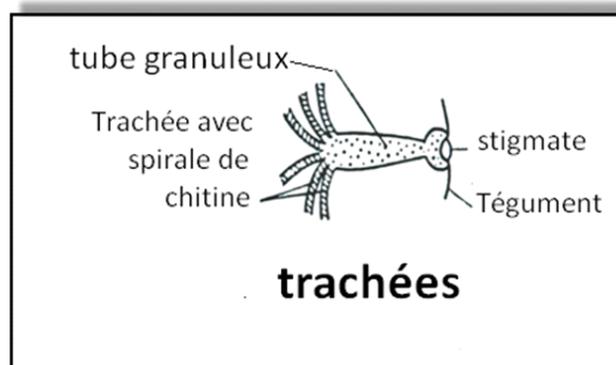


Figure 13 : Organisation interne d'une trachée de Myriapode (Boué et Chanton, 1978).

. Le Système nerveux :

Le cerveau possède une commissure réunissant les lobes trito-cérébraux. La chaîne nerveuse ventrale reste double et les deux ganglions bien individualisés.

Les Myriapodes réagissent à de nombreuses excitations physiques et chimiques (température, humidité, etc.) mais on ne connaît pas encore très précisément tous les organes sensoriels récepteurs.

. La Reproduction :

Les sexes des Myriapodes sont séparés (Boué et Chanton, 1978) ; chez le mâle, il existe trois testicules allongés dont les spermiductes se réunissent en anneau qui entoure le rectum, et qui reçoit ventralement les produits des glandes accessoires (Fabre, 1885). Le nombre des gonades est variable selon les espèces.

La partie terminale des conduits mâles présente un pénis chitineux qui aboutit sous le dernier segment du tronc à l'orifice génital encadré par les deux gonopodes (Boué et Chanton, 1978).

Chez les Myriapodes la fécondation est indirecte et externe ou le mâle fabrique les spermatophores, l'accouplement n'existe que chez les Diplopodes (Iorio, 2002a).

Comme le mentionne Demange (1956), le printemps et l'automne sont toutefois les saisons les plus favorables à la séquence éthologique nommée « la formation des couples ». Cependant (Easan, 1964; 1982) signale que certaines espèces sont dotées d'un mode de reproduction particulier : la parthénogenèse comme *Lamyctes emarginatus* (Newport, 1844).

Zapparoli (2002) signale que le mâle de celle-ci n'est d'ailleurs connu que de quelques archipels atlantiques (Canaries, Açores) et aussi en Grèce. Iorio (2002b) communique que les gonopodes sont utiles à la reproduction. Ces derniers sont composés de trois articles et en forme de tenaille chez les femelles gonopodes.

Dans les régions tempérées, la ponte a lieu souvent dans les fentes du sol en avril et mai. D'après Brocher (1930), chez *L. forficatus* la ponte survient de décembre à avril et l'éclosion 50 à 90 jours après. Cependant, Chalande (1905) confirme que les éclosions ont lieu en peu à toutes les époques, et principalement depuis le début septembre jusqu'au milieu de l'automne. Le nombre d'œufs est variable selon les espèces, ainsi les diplopodes peuvent pondre de 40 à 1200 à 1300 œufs.

Selon Iorio (2004a), l'incubation peut être variable et semble liée à des facteurs externes multiples. Ainsi Joly (1966) mentionne une durée inférieure à Brocher (1930) puisqu'il cite la naissance de 15 à 22 larves 35 à 40 jours après la ponte à 18-20°C et une éclosion plus précoce (25 jours environ) à 23 à 24°C après la ponte de certains individus. Serra et Miquel (1996), indiquent un pourcentage moyen de viabilité des œufs de 77,53 % chez *L. piliconus* (Newport, 1844).

2.6. Toxicité environnementale et expérimentale

2.6.1. Présentation du matériel biologique

2.6.1.1. *Scolopendra morsitans*

Est une espèce de centipède qui se trouve dans les régions tropicales et d'autres régions chaudes, y compris le Mexique, l'Amérique centrale, les Caraïbes, une grande partie de l'Afrique, Madagascar, l'Afrique du Sud et l'Asie de l'Est et en Australie. *Scolopendra morsitans* est identifiée selon les caractéristiques morphologiques suivantes, à savoir la couleur et l'aspect du corps, le nombre de métamères, le nombre de paires de pattes, le nombre des articles antennaires, le nombre de dents et ocelles.



Figure 14 : Aspect morphologique de *S. morsitans* (Boukachabia 2007).

2.6.1.2. Position systématique :

Règne	: Animal
Embranchement	: Arthropode
Sous embranchement	: Arthropodes trachéens
Classe	: Myriapodes
Super ordre	: Opisthognéates
Ordre	: Chilopodes
Sous ordre	: Scolopendromorphes
Famille	: Scolopendridae
Genre	: <i>Scolopendra</i>
Espèce	: <i>morsitans</i> (Linnaeus, 1758).

2.6.1.3. Morpho-anatomie :

Scolopendra morsitans est un Arthropode mandibulate à respiration trachéale. La longueur du corps mesure environ 6 à 8 cm, *Scolopendra* adulte mesure jusqu'à 13 centimètres, avec les femelles généralement plus grandes. (Elle est de couleur allant du brun jaune au brun olive) (Brölemann, 1930), elle est d'un brun jaunâtre rayé de bandes transversales olivâtre, parfois le bord caudal des tergites est de teinte différente. Le corps est divisé en tête et en tronc aplati dorso-ventralement.

- **La tête :** est la plus évoluée de ces invertébrés sans sillons longitudinaux. Leurs yeux, situés derrière leurs antennes, se composent de quatre ocelles (Brölemann, 1930). Ces invertébrés comportent également un appareil buccal assez complexe qui peut être composé en deux parties leur permettant d'être de redoutables prédateurs :

Le premier maxillaire (comme deux roues disposées sur les côtés de la ligne médiane de la bouche), ce sont les responsables de l'écrasement des morceaux de la proie avant de l'avaler. Le second maxillaire est plus mobile et plus long, utilisé pour disposer la nourriture à l'entrée de la bouche (Carles, 2006).

- **Le tronc :** est composé de (21-23) segments recouverts de plaques sur leur partie dorsale, chaque segment porte une paire de courtes pattes robustes terminées par des fortes griffes; celles de la dernière paire, plus longues et plus grosses que les autres, sont épineuses (Anonyme, 1971), pas d'aiguillons aux articles (Brölemann, 1930). Naissant avec 7 paires de pattes, ils acquerront d'autres nouvelles (21 à 23) au cours de treize mues successives. Au cours de l'évolution, la première paire de pattes se déforme en crochets ou forcipules. Les membres forcipulaires se rattachent au coxosternum, pièce ventrale du segment forcipulaire en arrière de la tête. Les membres sont constitués de quatre articles (fémorroïdes, tibia, métatarse et le tarse porteur de la griffe forcipulaire) et la glande à venin est située dans le fémorroïde (Iorio, 2004).

Les trois derniers segments sont particuliers :

- Segment pré-génital : avec des gonopodes.
- Segment génital : avec des orifices génitaux.
- Segment anal : avec des valves anales et l'anus.

En effet, selon Demange (1981), ils sont capables de parcourir 144 cm/min et les vitesses atteintes lors de la prédation peuvent être largement supérieures puisqu'un maximum de 1680 cm/min a été enregistré (Demange, 1981).

2.6.1.4. Reproduction et développement :

- La reproduction de *Scolopendra morsitans* est interne mais indirecte, la fécondation se fait par l'intermédiaire d'un spermatophore, après une phase de formation du couple observable en février-mars, parfois à l'automne. Le comportement reproducteur des mille-pattes est insuffisamment connue (Demange, 1981; Lewis, 1981; Bonato et Minelli, 2002).

Les individus mâles et femelles communiquent principalement à l'aide de leurs antennes, en se touchant, le mâle se dirige tout d'abord vers la femelle, puis commence à la scruter à l'aide de ses antennes au niveau de la tête et des segments antérieurs. La femelle fait rapidement de même. Cette exploration réciproque peut durer plus de trente minutes. Elle est parfois entrecoupée de courtes pauses ou déambulation. Puis le mâle, suivi par la femelle, effectue quelques déplacements avant de finalement se diriger avec elle sous une cachette (un bout d'écorce mis dans le bac de stabulation). Sous leur abri, les partenaires finissent par se trouver tête-bêche et se palpent alors, entre autres attouchements antennaires, les segments terminaux en étant quasiment accolés. De nombreuses pauses entrecoupent aussi ce long moment. Le couple formé peut ensuite rester des heures, voire des jours, au même endroit (Iorio, 2002). La transmission du spermatophore entre les deux sexes est difficile à observer selon Demange (1981).

Le mâle tisse une petite toile très simple à même le sol, grâce à ses segments génitaux pourvus d'une glande séricigène rudimentaire. Le spermatophore qu'il y dépose est une simple gouttelette de sperme protégée par une mince enveloppe. Avant son émission, la femelle sera montée sur le dos du mâle et se saisira du spermatophore par ses gonopodes dès la sortie des voies génitales mâles. Elle tiendra ainsi une heure avant de rejeter l'enveloppe vide. Les restes de la toile filée par le mâle, qui s'étend sur environ 1 cm², qu'on peut repérer à la loupe binoculaire, sont le témoin d'une fécondation réalisée. Après l'accouplement, la femelle s'enfonce plus profondément dans le sol pour y construire une cavité, puis elle dépose ses œufs et enroule son corps autour de ceux-ci. Elle débarrasse en permanence des spores de champignons, et elle continue ensuite de prendre soin des jeunes jusqu'à ce qu'ils aient terminé leur troisième mue. (Anonyme, 1998).

Scolopendra morsitans, passe par 13 stades séparés par des mues (Après l'éclosion). Le développement des Scolopendromorphes est dit hémianamorphe. L'individu naît avec un nombre de pattes inférieur à l'adulte et grandit tout en acquérant progressivement, au fil des exuviations, de nouveaux segments, pattes et ébauches pédifères. Ces stades sont nommés :

Larve : c'est la partie anomorphe du développement. Dans une seconde phase dite épimorphe durant laquelle la segmentation est achevée (l'animal dispose de ses (21-23) paires de pattes fonctionnelles), la croissance se poursuit, la maturation sexuelle s'effectue.

Chez ces espèces, la mue est souvent précédé par une longue période de jeûne et d'isolement l'animal se cache sous une pierre ou sous une écorce pendant plusieurs jours et a remblayé l'accès à son repaire. Il s'immobilise totalement avant de s'extirper de sa vieille

cuticule par la tête, en soulevant sa région céphalique et en détachant ses forcipules et pièces buccales de leur ancien tégument. La capsule céphalique se fend au niveau du sillon frontal (ligne ecdysiale). Le tiers antérieur de la tête ainsi découpée va basculer en avant; les antennes sont dirigées sous le corps et l'animal peut alors émerger. Comme chez les insectes, la mue est suivie d'une période de récupération; elle est de quelques jours chez nos espèces qui recommencent ensuite à s'alimenter avec voracité.

***phase Anamorphique (larvaire):** caractérisée par le nombre incomplet de pattes qui sont bien formées, la larve est de petite taille et de couleur pâle, et le système trachéen est fonctionnel. Chez *S.morsitans*, cinq (05) stades ont été dénombrés: un stade fœtal et quatre (04) stades larvaires.

***Phase Epimorphique (post-larvaire):** Elle marque un développement progressif de la région génitales, et l'augmentation du nombre d'ocelles, des segments antennaires et des pores sur le coxa de la quatrième et dernière patte. On cite alors, sept (07) stades épimorphiques qui sont respectivement: le stade agénitalis, le stade immature, le stade praémature, le stade pseudo mature I, le stade mature II, le stade mature junior et le stade mature senior.

2.6.1.5. Distinction sexuelle : chez *Scolopendra morsitans*, les sexes sont séparés, les glandes génitales sont situées entre le cœur et le tube digestif, un seul ovaire et un seul testicule qui s'étendent sur toute la longueur du tronc.

La distinction sexuelle est réalisée après avoir anesthésié les centipèdes adultes, avec l'éther, grâce à une loupe binoculaire. Chez les Scolopendres, celle-ci se fait après dissection car il n'y pas de caractères sexuelles primaires, cette caractéristique est cependant fondamentale chez les Scolopendromorphes.

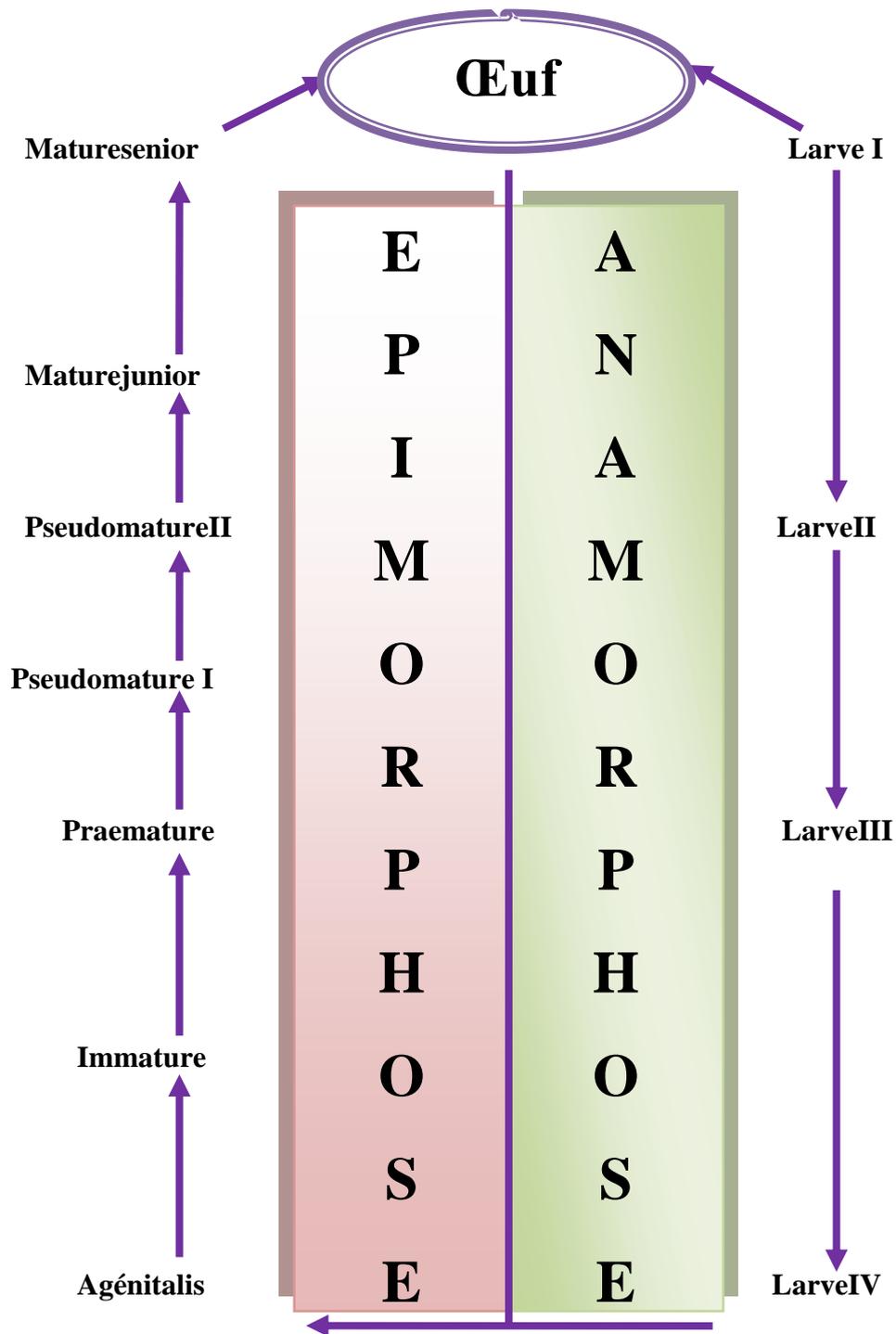


Figure 15 : Illustration du cycle de développement de *S. morsitans* inspirée de celui D' *Eupolybothrus nudicornis* (Daas, 2002).

2.6.1.6. Structure de l'appareil reproducteur femelle

L'appareil génital femelle de *Scolopendra morsitans* est formé d'un ovaire impair et medio dorsal, s'étendant sur les deux tiers postérieurs de l'animal (Bucarest, 1967). Les ovocytes de toutes tailles sont enchevêtrés le long du tube ovarien, ceci a été remarqué par Fabre (1855) et confirmé ultérieurement par Lubbock (1861) et Tonniges (1902). L'ovaire est entouré de faisceaux musculaires, et prolongé par un oviducte divisé en deux branches constituant « L'arcus génitale » avant d'aboutir à l'atrium génital qui s'ouvre par « l'orifice génital » encadré par les gonopodes du premier segment génital. La région postérieure de l'ovaire et l'oviducte sont flanqués de deux paires de glandes accessoires qui protègent l'œuf, et d'une paire de réceptacles séminaux.

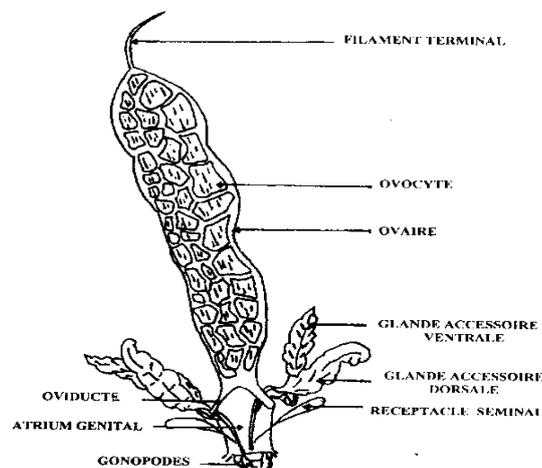


Figure 16 : Structure de l'appareil génital femelle de *S. morsitans*

(Daas, 2003)

2.6.1.7. Ovogénèse et Vitellogénèse

Chez *Scolopendra morsitans*, l'ovogénèse a fait l'objet de nombreuses recherches, souvent anciennes et fragmentaires, citons par exemple les travaux de Koch (1925), par contre le cycle ovogénétique annuel n'a suscité que des études plus rares et généralement incomplètes (Verhoeff, 1925; Brocher, 1930; Lewis, 1965). L'ovogénèse chez l'espèce présente quatre phases importantes et progressives : Préméiose, prévitellogénèse, vitellogénèse et maturation.

Phase 1: Les cellules sont localisées dans l'épithélium ventral de l'ovaire formant des groupes isogéniques.

Phase 2: Les cellules sont caractérisées par une augmentation de taille où l'épithélium folliculaire de revêtement est plus épais.

Phase 3: La vitellogénèse est l'accumulation des réserves ovocytaires, la cellule s'accroît considérablement.

Phase 4: L'enveloppe primitive disparaît et laisse place à un chorion épais.

Il existe une relation entre le poids ovarien et les différentes saisons, pendant les trois premiers stades (été et automne), l'activité ovarienne est de type asynchrone. L'élévation de la température printanière semble favoriser la rapidité de la croissance ovocytaire (Herbaut et Joly, 1972), le cycle ovogénétique est indépendant du cycle de mue.

2.6.2. Morphométrie:

Après prélèvement des ovaires des femelles récoltées de *S. morsitans* à partir des sites d'étude, différents paramètres biométriques ont été considérés à savoir : le poids ovarien, le volume ovocytaire. (V). Les différentes mensurations ont été déterminées à l'aide d'une loupe graduée préalablement étalonnée.

2.6.2.1 Volume ovocytaire (V) : est exprimé en mm³ et obtenu grâce à la formule suivante : (Lumbreras *et al.*, 1991):

$$V = 4 \pi / 3 \times (L/2) \times (l/2)^2$$

- π : 3,14
- L : Longueur de l'ovocyte
- l : Largeur de l'ovocyte

2.6.2.2. Evaluation de l'Indice gonadique

Après sexage et à l'aide d'une balance de précision (Sartorius Handay), Avec une précision de plus ou moins 0,1 mg, l'ovaire est pesée pour déterminer son poids. La détermination de l'indice gonadique est réalisée selon l'équation suivante :

$$\text{Indice gonadique} = \frac{\text{Poids de la gonade}}{\text{Poids corporel}} \times 100$$

2.6.3. Traitement :

2.6.3.1. Présentation de l'insecticide :

Le **RH-0345** (Halofénozide) est un insecticide de nouvelle génération, à interférence avec le processus normal de la mue, n'ayant pas encore fait l'objet d'expérimentation chez notre espèce, il a été choisi dans notre étude.

L'Halofénozide est un mimétique de la 20-hydroxyecdysone, sa formule chimique est: $C_{18}H_{19}N_2O_2$, son poids moléculaire est de 330,81g. Il a été développé par la compagnie (Rhom et Haas), cette molécule a été gracieusement fournie par le professeur G. Smagghe (Laboratoire. d'Agrozoologie, Université de Gent, Belgique).

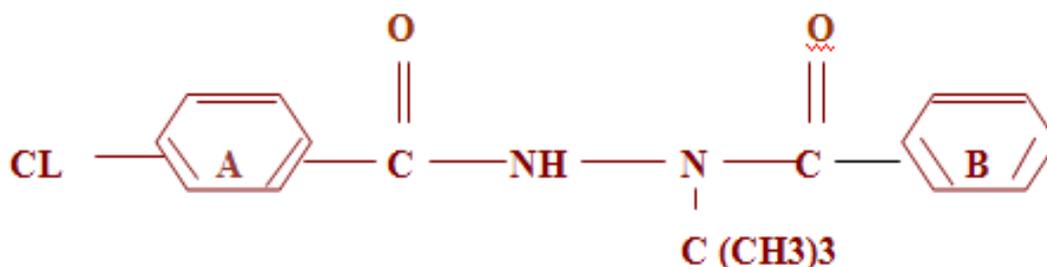


Figure 17 : structure chimique du RH-0345

2.6.3.2. Dose de traitement

Le RH-0345 est dilué dans un solvant (acétone) avec une dose de 10µg/ 3µl de solvant.

Notre traitement concerne deux séries d'individus :

- Les traités ou un volume 3µl de RH-0345 préalablement préparé et injecté à l'aide d'une seringue Hamilton gradué à 10µl, dans le corps de l'animal dans la région dorsale, entre le troisième et le quatrième tergite.
- Les témoins : ou un volume de 3µl d'acétone est injecté dans les mêmes conditions expérimentales que les traités.

2.6.3.3. Période de traitement

Le traitement au RH-0345 commence à 0 jour et s'étale sur une période de 15 jours avec plusieurs répartitions. Répartie à des intervalles de 5, 10 et 15 jours.

2.6.3.4. Prélèvement des tissus :

Après anesthésie à l'éther, nous avons réalisé une microdissection sur les adultes femelles de *S. morsitans*, avant la microdissection, les spécimens sont mesurés et pesés grâce à une balance de précision, après fixation du spécimen sur de la paraffine et à l'aide de micro-ciseaux, on réalise une microdissection à partir du huitième segment pleural, l'ovaire est séparé du tube digestif et débarrassé du corps gras, chaque ovaire est pesé puis déposé dans 1ml d'acide trichloroacétique (TCA) à 20% dans des tubes eppendorfs, tous les échantillons sont stockés au frais à 4°C jusqu'au dosage dans le but d'extraire les métabolites ovariens (protéines, glucides, lipides).

2.7. Analyse Biochimique :

2.7.1. Extraction des métabolites ovariens :

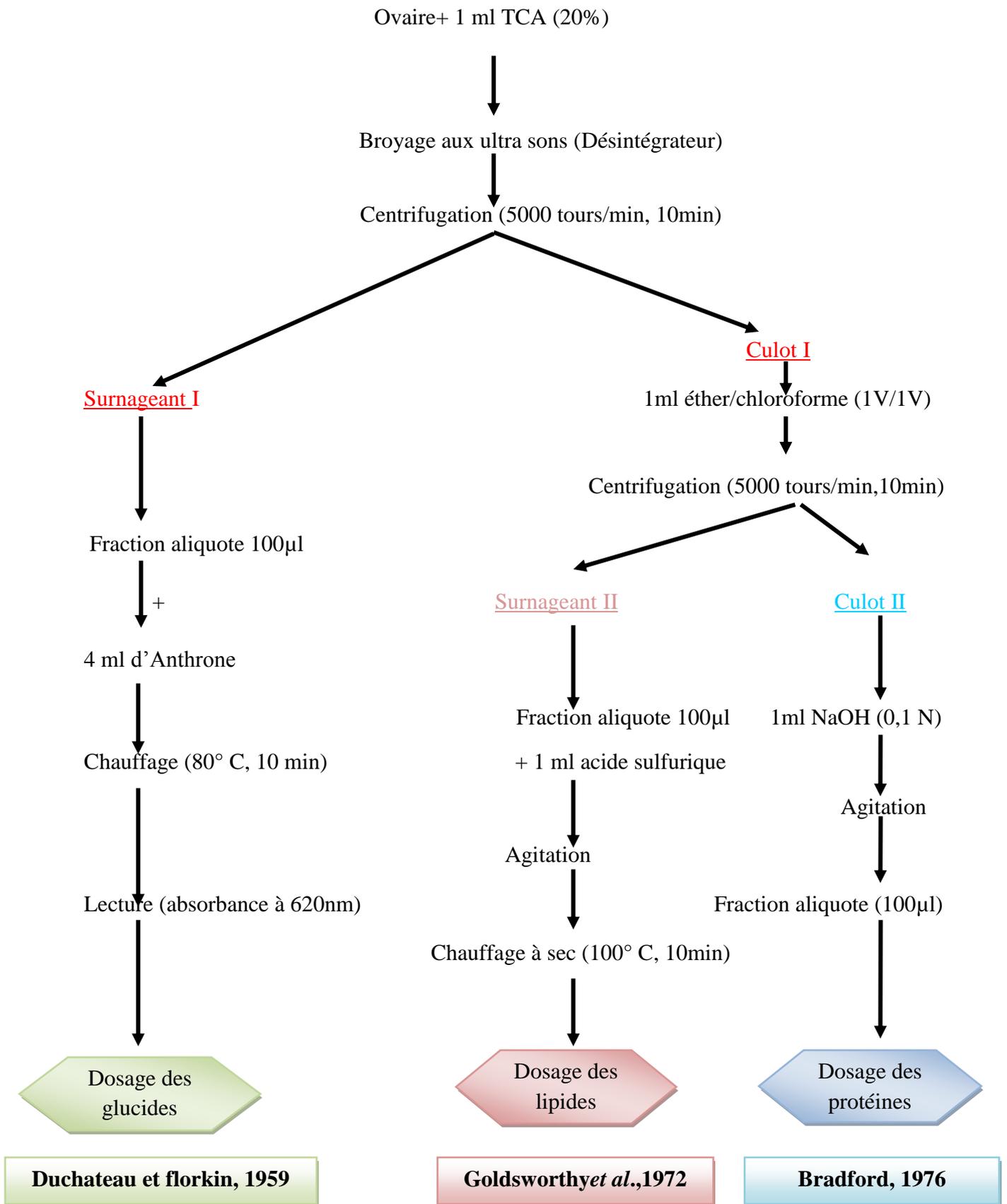


Figure 18: Extraction et Dosage des métabolites selon Schibko *et al.*, (1966).

2.7.2. Dosage des métabolites ovariens

2.7.2.1. Dosage des protéines

Le dosage quantitatif des protéines a été réalisé selon la méthode de Bradford (1976) qui utilise le bleu brillant de coomassie G 250 comme réactif et l'albumine de sérum de bœuf (1mg/1ml) comme standard (Tableau 1). La lecture des absorbances est réalisée à une longueur d'ondes de 595nm

Tableau 1 : dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage

Tubes	1	2	3	4	5	6
BSA (µg)	0	20	40	60	80	100
Eau distillée(µl)	100	80	60	40	20	0
BBC (ml)	4	4	4	4	4	4

2.7.2.2. Dosage des glucides

Le dosage des glucides a été réalisé selon Duchateau et Florkin (1959). Cette méthode utilise l'anthrone comme réactif (150 mg d'anthrone, 75 ml d'acide sulfurique et 25 ml d'eau distillée) et une solution mère de glucose (1g/l) comme standard (Tableau 2). La lecture des absorbances est réalisée à 620 nm contre un blanc de gamme.

Tableau 2 : dosage des glucides, réalisation de la gamme d'étalonnage

Tubes	1	2	3	4	5	6
Glucose (µl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillée (µl)	100	80	60	40	20	0
Anthrone (ml)	4	4	4	4	4	4

2.7.2.3. Dosage des lipides

Les lipides ont été déterminés selon la méthode de Goldsworthy *et al.*, (1972) utilisant la sulfophosphaniline comme réactif (0,38g de vanilline + 55 ml d'eau distillée + 195 ml d'acide orthophosphorique à 85%) et une solution mère de lipides 2,5 mg d'huile de table pesé dans un tube eppendorf comme standard cette quantité est reprise ensuite dans 10 ml du mélange (éther /chloroforme) (1V/1V) (Tableau 3). Les absorbances sont lues, après 30 minutes d'obscurité, à une longueur d'onde de 530 nm.

Tableau 3 : dosage des lipides, réalisation de la gamme d'étalonnage

Tubes	1	2	3	4	5	6
Solution mère des lipides (µl)	0	20	40	60	80	100
Solvant Ether/chloroforme (µl)	100	80	60	40	20	0
Vanilline (ml)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5

2.7.3. Extraction et Dosage des vitellogénines et des vitellines

2.7.3.1. Prélèvement hémolymphatique

Après anesthésie à l'éther, l'hémolymphe des femelles témoins et traitées a été prélevé à l'aide d'un micro-capillaire calibré.

Le prélèvement hémolymphatique de 1 à 3µl est additionné de 500µl de tampon complet Tris-HCl-NaCl à pH =7,4 et conservés à 4 °c jusqu'au dosage des vitellogénines.

2.7.3.2. Prélèvement de l'ovaire

A partir des mêmes individus auxquels on a prélevé l'hémolymphe, une microdissection est réalisée sous loupe binoculaire, effectuée à partir du huitième segment pleural, ou l'ovaire a été séparé du tube digestif.

Chaque ovaire prélevé est pesé grâce à une balance de précision (Sartorius Handay) et ce, à différents moments après traitement. Puis 500 µl de tampon complet, cité au préalable, sont rajoutés à chaque échantillon ovarien.

2.7.3.3. Technique d'extraction

L'extraction est réalisée selon la technique de Fabre *et al.*, (1990) où la préparation de la solution mère de Tris-HCl, consiste à diluer 3.02g de tris (0.5 M) dans 300 ml d'eau distillée, puis ajouter cette solution à un pH de 7.4 de l'HCl concentré et la compléter à 500 ml d'eau distillée. Pour réaliser le tampon complet, diluer 2.9 g de NaCl (0.5 M) dans 10 ml de la solution mère de Tris-HCl et compléter à 100 ml d'eau distillée.

Les échantillons ovariens conservés, sont broyés aux ultrasons grâce au désintégrateur (OSI : Sonfier, cell disruptor) pendant 30 secondes à 2 répétitions l'homogénéat obtenu est centrifugé à 5000 tours/min pendant 10 minutes à l'aide d'une centrifugeuse (SIGMA). Il en résulte 3 couches distinctes, une couche surnageante qui représente les lipides, un culot contenant des glycoprotéines et une couche intermédiaire renfermant les vitellines. Cette dernière est récupérée à l'aide d'une simple seringue médicale, déposée dans un autre eppendorf, puis maintenue au congélateur jusqu'au dosage.

2.7.3.4. Dosage des vitellogénines et des vitellines

. Réalisation de la gamme d'étalonnage

Le dosage des vitellogénines et des vitellines a été réalisé selon la technique de Bradford (1976), cette dernière utilise le bleu brillant de comassie (G250) comme réactif. La gamme d'étalonnage a été réalisée à partir d'une solution mère de BSA (1 mg/ml).

Le dosage des vitellines et des vitellogénines est réalisé à partir d'une fraction aliquote de 100 µl de la couche intermédiaire à laquelle on additionne 4 ml de BBC. Les absorbances sont lues à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde de 595 nm contre un blanc de gamme. Les résultats sont exprimés en µg/µl d'hémolymphe (vitellogénines) et en µg/mg d'ovaire (vitellines).

2.7.3.5. Détermination de la concentration en vitellogénines des échantillons biologiques

A partir de chaque échantillon hémolympatique, prendre 100µl, soit le 1/3 de l'échantillon, y ajouter 4 ml de réactif BBC, bien agiter et lire l'absorbance à 595 nm. Les résultats sont exprimés en µg/µl d'hémolymphe d'après la courbe étalon.

2.7.3.6. Détermination de la concentration en vitellines des échantillons biologiques

Prendre 100 µl de la couche intermédiaire, obtenue après centrifugation, y additionner 4 ml de BBC, bien agiter puis passer à la lecture des densités optiques contre un blanc de gamme. Les résultats sont exprimés en µg/mg d'ovaire

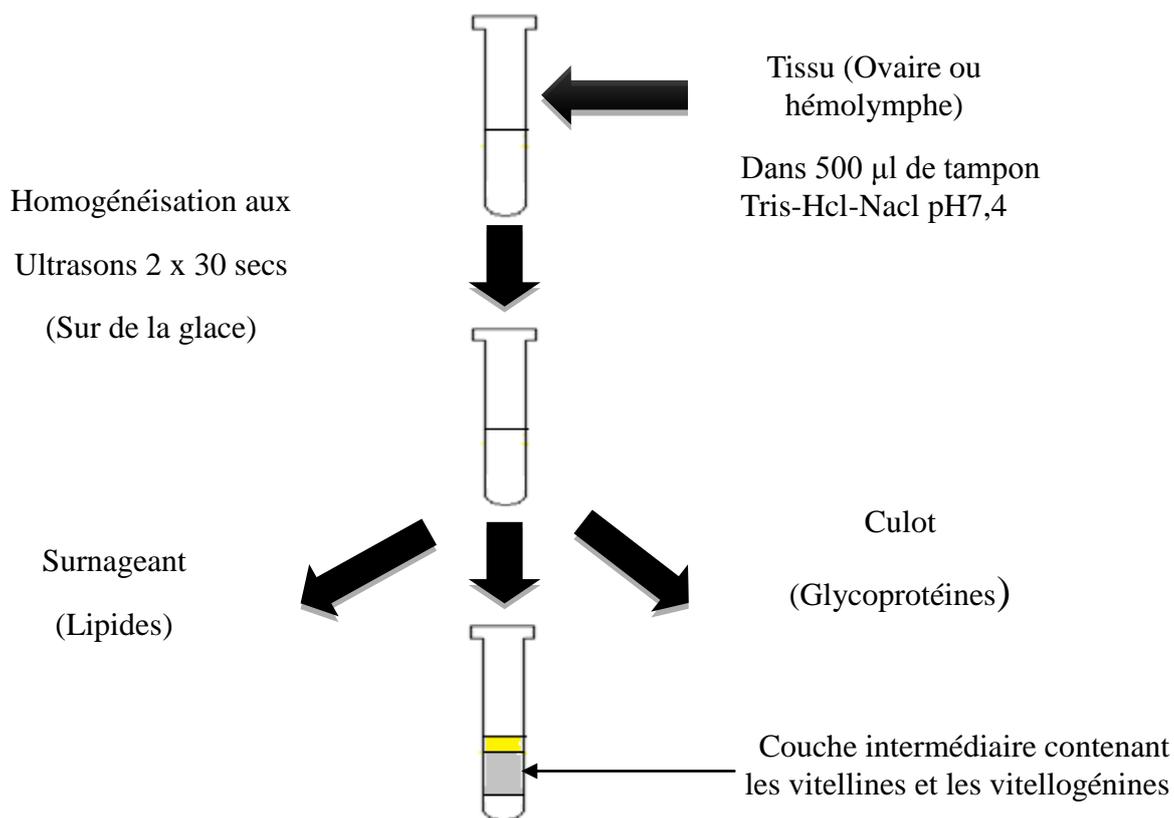


Figure 19: Extraction des vitellogénines et des vitellines adaptée aux centipèdes par Descamps (1996) à partir de Fabre *et al.*, (1990)

2.8. Analyse Ecotoxicologique

2.8.1. Dosage de l'acétylcholinestérase

La méthode de dosage de l'AChE la plus courante est celle d'Ellman *et al* (1961), elle consiste à fournir à l'enzyme (AChE), un substrat artificiel, l'acétylthiocholine, dont l'hydrolyse catalysée par l'AChE libère de la thiocholine et de l'acide acétique.

La quantité de thiocholine obtenue est proportionnelle à l'activité enzymatique révélée grâce à une méthode colorimétrique faisant intervenir le DTNB (acide 5-5 dithio-bis-é-nitrobensoïque) qui se lie avec la thiocholine pour former un complexe de couleur jaune, le TNB (acide 5-thio-2-nitrobensoïque) qui est dosé.

L'activité spécifique de l'AChE est évaluée à partir des têtes des femelles de l'espèce *Scolopendra morsitans* récoltées dans les deux sites : Annaba avec deux stations (Dréan, Sidi Amar) et Tébessa avec deux stations (Bir-elater, Elma-elabioud).

Les têtes sont homogénéisées dans 1ml de solution détergente (solution D) l'homogénat est centrifugé (5mn à 5000 trs), le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme. 38,03 mg EGTA+ 1ml Triton X100% + 5,845 g NaCl 1N+ 80 ml Tampon tris 0,1M, pH 7, 100ml qsp. 39,6 mg de DTNB (15 mg CO₃HNa Dilués dans 1 ml de tampon tris (0,1M, pH 7). 118 mg acétylthiocholine + 5ml eau distillée. 100µl de solution détergente + 100µl DTNB + 1ml de TPS (0,1M) + 100µl de substrat acétylthiocholine

Le dosage a été réalisé comme suit : 100µl de surnageant + 100µl de DTNB dans TPS (0,1M; pH=7) et 1ml de tampon tris (0,1M ; pH=7). Après 3 à 5mn de repos nécessaire pour épuiser la réaction spontanée, 100µl de substrat acétylcholine préparé puis ajouté. La lecture des absorbances s'effectue toutes les 4 mn pendant 20 min par un spectrophotomètre (SHIMADZI-UV-1202) à une longueur d'onde de 412nm contre un blanc de gamme.

La concentration en protéines totales des différents échantillons biologiques (homogénat) a été préalablement déterminée, par un dosage selon la technique de Bradford (1976). L'activité spécifique de l'AChE est exprimée en nMol/min/mg de protéines.

L'activité spécifique de l'AChE est déterminée d'après la formule d'Ellman *et al.*, (1961)

$$X = \frac{\Delta Do / mn}{1,36 \times 10^3} \times \frac{Vt}{Vs} \quad \text{mg de protéines}$$

- **X**= nanomoles du substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (nM /min/mg de protéines).
- ΔDO : pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.
- $1,36 \times 10^3$ mM cm = coefficient d'extinction molaire du DTNB.
- **Vt** : Volume total dans la cuve : 1,3 ml (0,1 ml surnageant ÷ 0,1 ml de DTNB+ 1 ml de tampon tris (0,1mol, pH 7) + 0,1 ml de l'acetylthiocholine).
- **Vs** : Volume du surnageant dans la cuve : 0,1 ml
- **mg de protéines** : quantité de protéines exprimée en mg.

2.8.2. Dosage de la glutathion -S-transférase :

Le dosage de la GST est réalisée selon la méthode de Habig *et al.*, (1974), qui consiste à fournir à l'enzyme un substrat en général le dichlorodinitrobenzene (CDNB) qui agit facilement avec de nombreuses formes de GST et de glutathion.

Le dosage a été réalisé comme suit : 200 μ l de surnagent sont ajoutés à 1,2 ml du mélange CDNB (1mM)/GSH (glutathion réduit) (5mM) [20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml éthanol, 100 ml tampon phosphate (0,1M, pH 6)]. La lecture des absorbances est effectuée toutes les 1 mn pendant 5mn à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 200 μ l d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant.

Les échantillons sont homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (0,1M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 trs / mn pendant 30 mn et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme.

L'activité spécifique de la GST est évaluée à partir du tube digestif des femelles de l'espèce *Scolopendra morsitans* récoltées dans les deux sites : Annaba avec deux stations (Dréan, Sidi Amar) et Tébessa avec deux stations (Bir-elater, Elma-elabiod).

L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{\Delta Do / mn}{9,6} \times \frac{Vt}{Vs} \text{ / mg de protéines}$$

- X = micromoles du substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines ($\mu\text{M} / \text{min}/\text{mg}$ de protéines).
- ΔDO : pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.
- $9,6$: coefficient d'extinction molaire du CDNB ($\text{mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$).
- V_t : Volume total dans la cuve : 1,4 ml (0,2 ml surnageant ÷ 1,2 ml du mélange CDNB /GSH).
- V_s : Volume du surnageant dans la cuve : 0,2 ml
- mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.9. Analyse histologique de l'ovaire des femelles de *S. morsitans* :

L'objectif de cette partie a été la réalisation d'une étude histologique de l'ovaire des femelles de *S. morsitans* afin de compléter la panoplie des paramètres morphométriques. Pour rendre visible les atteintes du tissu ovarien, nous avons utilisé la microscopie optique. Les coupes destinées à l'observation en microscopie optique et leur préparation suivent généralement le même protocole : fixation, inclusion, mise en bloc, coupe, coloration et montage.

- **Fixation** : cette étape a pour but la conservation des structures, le durcissement des pièces, l'immobilisation des constituants tissulaires/cellulaires; prévenant ainsi de la putréfaction bactérienne. La fixation doit inactiver les molécules qui pourraient changer la morphologie tissulaire, telles que les enzymes, pour éviter la destruction des protéines du tissu. Elle doit se faire immédiatement après le prélèvement, par immersion du matériel dans un grand volume de liquide fixateur. Nos échantillons biologiques (l'ovaire) extraits des femelles de *S. morsitans* récoltés à partir des deux sites d'étude ont été conservés dans du formol à 9% pendant 48 heures.

- **Traitement des tissus et Inclusion** : Le principe de l'inclusion consiste à traiter les pièces dans un ordre déterminé par différents solvants de manière à faire pénétrer dans le tissu, à l'origine hydraté, une substance hydrophobe, qui maintiendra les constituants structuraux en place lors de la coupe ; ceci implique que la pièce soit soumise à une série de traitements successifs par des mélanges dont chacun est destiné à préparer la pénétration de celui qui le suivra et à éliminer celui qui l'a précédé. Ainsi, nos échantillons ont été déposés dans six bains d'alcool absolu pendant une heure suivi de trois bains de xylène pendant deux heures avant de passer à l'imprégnation dans deux bains de paraffine pendant deux heures.

- **Mise en bloc:** enrobage des échantillons dans des moules en inox remplis de paraffine.
- **Coupe:** les coupes des échantillons biologiques ont été réalisées à l'aide d'un microtome de type Thermo Scientific Finesse 325, après réglage de l'épaisseur à 1µm.
- **Étalement des coupes:** les rubans ont été étalés grâce à de l'eau gélifiée sur des lames porte objet préalablement nettoyées.
- **Séchage:** les lames ont d'abord été séchées sur une plaque chauffante puis déposées dans un panier (porte-lames) avant d'être installées dans une étuve réglée à une température de 70° pendant une heure.
- **Déparaffinage et coloration:** Nos lames ont été débarrassées de la paraffine en les déposant dans un bain de xylène pendant dix minutes suivi de deux bains d'alcool 95° pendant dix minutes chacun avant d'être rincées à l'eau courante pendant dix minutes. La coloration des coupes a été réalisée avec une solution d'hémalum de Meyer pendant dix minutes, rincées à l'eau puis recolorées avec l'éosine dont la concentration est de 12g/l additionné de quelques gouttes d'acide nitrique, pendant dix minutes suivi d'un autre rinçage. Les lames sont ensuite passées dans des bains successifs de trois minutes chacun, deux dans l'alcool 95°, un dans un mélange (alcool/xylène) avant de passer dans trois bains de xylène.
- **Montage:** Les lames colorées doivent être protégées par des lamelles ; il est donc nécessaire d'interposer entre lame et lamelle un milieu de montage (goutte d'EIKIT) afin d'éviter le dessèchement et d'assurer la meilleure conservation possible.
- **Observation :** les lames ainsi prêtes, l'observation a pu être faite avec aisance.

2.10. Analyse statistique :

Les résultats obtenus sont représentés par la moyenne suivie par l'écart type des échantillons biologiques. La régression linéaire ainsi que l'analyse de la variance à un critère de classification a été réalisée respectivement grâce au logiciel MINITAB version 16 française.

RESULTATS

3. Résultats :

3.1. Analyse physico-chimique du sol :

3.1.1. Analyse chimique du (pH) des stations d'échantillonnage

D'après les résultats obtenus, On constate que deux stations se caractérisent par un pH neutre; 7,3 pour la station de Dréan, et 7,1 pour la station de Sidi Amar, les deux autres stations se caractérisent par un pH alcalin 7,79 pour la station de Bir-elater, le pH de la station d'Elma-elabioud est de pH=7,98 (Figure 20).

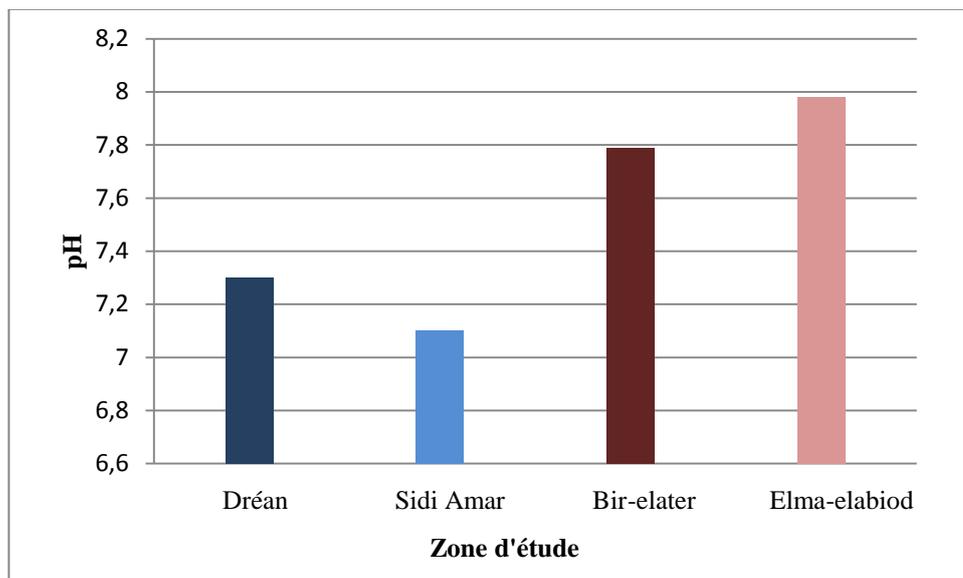


Figure 20: Evaluation du pH des quatre stations d'étude

3.1.2. Analyse Granulométrique du sol des sites d'échantillonnage

Les résultats de l'analyse granulométrique exposés dans les quatre graphiques, montrent une composition granulométrique du sol plus ou moins proche dans les stations d'échantillonnage de Déan, Sidi Amar et Bir-elater, par contre elle est différente au niveau de la station d'Elma-elabioud.

En matière d'argile, la composition du sol de la station de Dréan est de 55%, alors que pour la zone industrielle de Sidi Amar, il représente 50% de la composition granulométrique du sol, tandis que pour la station de Bir-elater nous avons enregistré un taux d'argile de 53,75, le sol de la station d'Elma-elabioud se compose de 22,5% de ce dernier.

En revanche, dans le site de Sidi Amar, nous avons enregistré un taux de limon de 35% contre seulement 26% dans la station de Dréan. Et de 25% dans la station de Bir-elater, contre seulement 13,75 % dans la station d'Elma-elabioud.

Par ailleurs; Le taux de sable varie entre 19% à Dréan et de 15% à Sidi Amar, tandis qu'il représente 21,25% à Bir-elater, contre 63,75% à Elma-elabiod dont la terre s'avère plus sablonneuse (Figure 21).

Toutefois; le positionnement de ces résultats sur le triangle texturale révèle une texture argileuse dans la station de Dréan, Sidi Amar et Bir-elater ; par contre elle est sablonneuse dans la station d'Elma-elabiod.

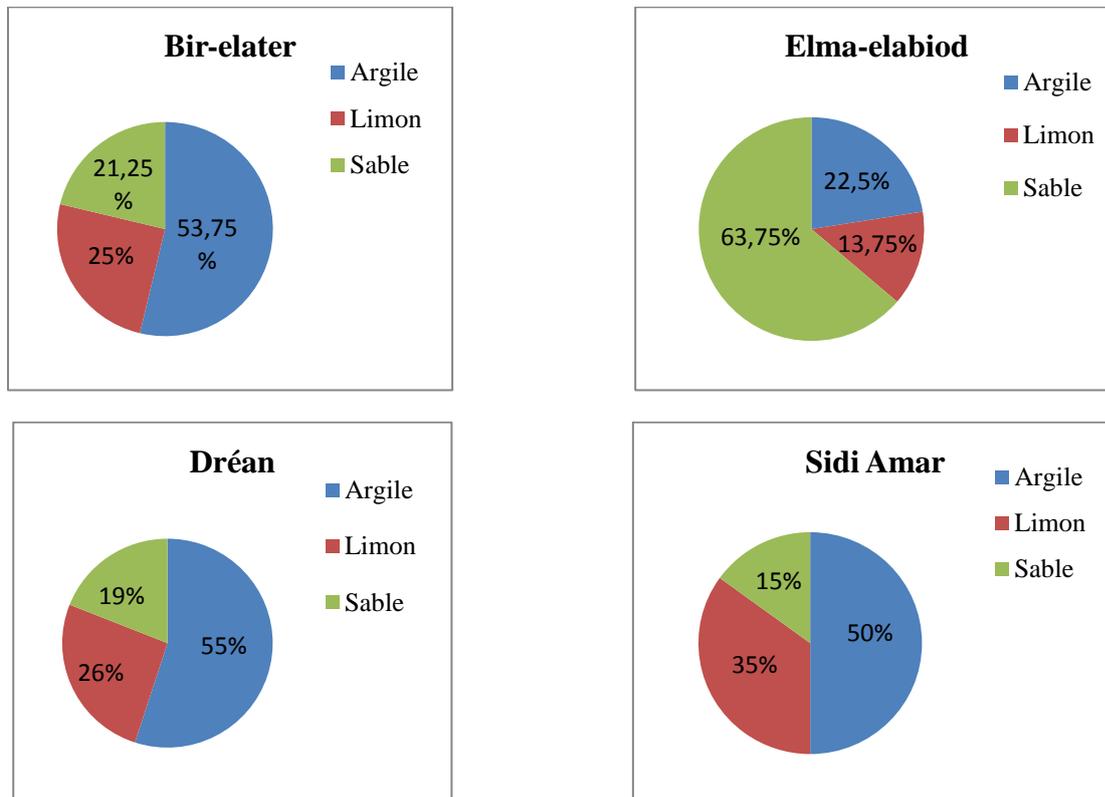


Figure 21: composition granulométrique des quatre stations d'étude.

3.1.3. Etude Climatique

D'après les données prélevés au niveau de la région d'Annaba, le mois le plus chaud de l'année est le mois de juillet avec une température moyenne de 23,1°C; par contre, le mois de décembre est le mois le plus froid présentant une température moyenne de 13,2°C (Tableau 4, figure 22).

Le tableau ci-dessous montre un maximum de précipitation pendant le mois de mars (324mm) et un minimum de précipitation pendant le mois de juillet (1,5mm). La pluviométrie sur le plan annuel enregistre 833,6mm.

Les données montrent aussi que la région d'Annaba est caractérisée par une humidité relativement importante durant toute l'année. Le mois le plus humide est le mois de septembre où l'hygrométrie est de 73%, alors que les mois les moins humides sont les mois de mai et de juin (61 ; 62%) (Tableau 4, Figure 22).

Tableau 4: Données climatiques de la zone d'Annaba durant l'année d'étude (PC : paramètre climatique).

Mois PC	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J
T (°C)	13,6	13,3	17,8	19,8	22,5	23,1	22,5	20	17,2	15,3	13,2	16,8
P(mm)	110	324	73,5	27	2,5	1,5	3	50	67	78	70,1	27
H (%)	63	69	65	62	61	63	63	73	70	76	69	67

D'après les données du Tableau 5 de la région de Tébessa, 28°C est la température moyenne qui caractérise le mois le plus chaud de l'année, soit le mois d'août; alors que seulement 9 et 9,2 °C sont enregistrés en janvier et février et donc considérés comme les mois les plus froids.

La moyenne des précipitations annuelles de la zone de Tébessa est de 61 mm, cependant le mois le plus pluvieux est le mois de janvier avec 157 mm, alors que le mois le plus sec est celui d'août avec seulement 4,2 mm (Tableau 5).

L'hygrométrie de la zone de Tébessa est comprise entre 54% et 79% (Tableau 5).

Tableau 5: Données climatiques du site de Tébessa durant l'année d'étude (PC : paramètre climatique).

Mois PC	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J
T (°C)	9,2	9,73	13,5	18,5	24	27,8	28	26	20	14	11,6	9
P(mm)	11	61	59,1	38,7	14,3	5,2	4,2	28,9	26,2	76	42	157
H (%)	72	72,5	78,1	63,9	60	57	54	58	61	70	71	79

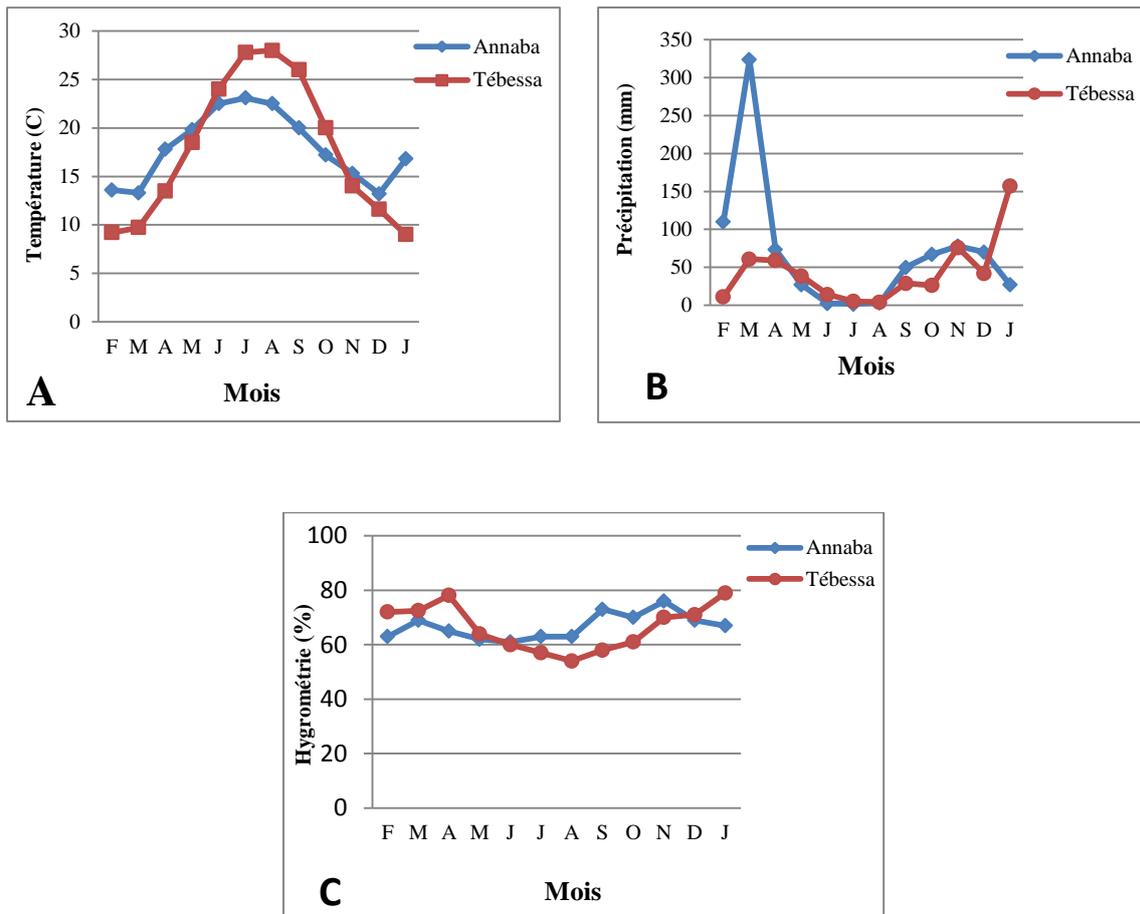


Figure 22: Données météorologiques des deux sites d'étude (A: Température, B: Précipitation, C : Hygrométrie).

3.2. Biodiversité des Myriapodes

3.2.1. Identification des Myriapodes dans les quatre stations d'étude

L'observation des caractères morpho-anatomiques des Myriapodes (Diplopodes et Chilopodes) récoltés dans les quatre stations d'échantillonnages au cours de la période d'étude, a permis d'identifier selon la clé d'identification de Brölemman (1930) et Demange (1981), 10 espèces de Myriapodes rattachées à 10 genres :

Tableau 6 : Identification des Myriapodes dans les quatre stations d'étude.

Ordre	Sous -Ordre	Genre	Espèce
Chilopodes	Lithibiomorphes	<i>Lithobius</i>	<i>L. forficatus</i>
		<i>Eupolybothrus</i>	<i>E. nudicornis</i>
	Scolopendromorphes	<i>Scolopendra</i>	<i>S. morsitans</i>
		<i>Cryptos</i>	<i>C. hortensis</i>
	Géophilomorphes	<i>Géophilus</i>	<i>G. ferrugineus</i>
		<i>Orya</i>	<i>O. barbarica</i>
Scutigero-morphes	<i>Scutigera</i>	<i>S. coleoptrata</i>	
Diplopodes	Oniscomorphes	<i>Glomeris</i>	<i>G. marginata</i>
	Iulidomorphes	<i>Ommatoiulus</i>	<i>O. malleatus</i>
	polydesmidomorphes	<i>Brachydesmus</i>	<i>B. proximus</i>



Lithobius forficatus



Eupolybothrus nudicornis



Scolopendra morsitans



Orya barbarica



Ommatoiulus malleatus



Geophilus ferrugineus



Cryptops hortensis



Glomeris marginata



Scutigera coleoptrata



Brachydesmus proximus

Figure 23: Les différentes espèces de Myriapodes identifiées dans les quatre stations d'étude (X1).

3.2.2. Inventaire des Myriapodes Identifiés :

L'échantillonnage par piégeage des Myriapodes dans les quatre stations de récolte, nous a permis de récolter 2732 Myriapodes dont 718 Diplopedes et 2014 Chilopodes.

Tableau 7: Nombre des Diplopedes et des Chilopodes récoltés en fonction des sites.

Station \ Ordre	Chilopodes	Diplopedes
Annaba	1159	220
Tébessa	855	498

3.2.3. Inventaire des espèces de Myriapodes identifiées par site de récolte

Les données de la diversité biologique des Myriapodes entre les quatre stations d'échantillonnage révèlent des divergences dans la distribution des différentes espèces.

La biodiversité est très importante pour les deux sites d'Annaba et de Tébessa avec 10 espèces, ces deux biotopes semblent être donc favorables à cette population Myriapodologique.

Cependant, au niveau du site d'Annaba nous avons identifié 10 espèces dont 7 sont des Chilopodes et 3 sont des Diplopodes; en revanche, seulement 7 espèces de Chilopodes et 3 espèces de Diplopodes ont été identifiées au niveau du site de Tébessa (Tableau 06, Figure 23).

Les trois espèces de Chilopodes *Lithobius forficatus*, *Cryptops hortensis* et *Geophilus ferrugineus* sont absentes dans le site de Tébessa. On note également l'absence quasi totale de l'espèce de Diplopode *Glomeris marginata* dans le site d'Annaba.

En outre, l'espèce dominante dans les quatre stations, Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod est *Eupolybothrus nudicornis* avec 205 individus, 156 individus, 230 individus et 208 individus respectivement suivi par l'espèce *Scolopendra morsitans* avec 150 spécimens au niveau de la station de Dréan, 98 spécimens au niveau de la station de Sidi Amar, 177 spécimens au niveau de la station de Bir-elater et 103 spécimens au niveau de la station d'Elma-elabiod.

Tableau 8 : Inventaire des espèces de Myriapodes identifiées par station au cours de l'année d'étude.

Stations		Dréan		Sidi Amar		Bir-elater		Elma-elabiod	
Ordre	Espèce	Nombre	Taux	Nombre	Taux	Nombre	Taux	Nombre	Taux
Chilopodes	<i>Lithobius forficatus</i>	10	1,33%	55	8,70%	00	00%	00	00%
	<i>Eupolybothrus nudicornis</i>	205	27,44%	156	24,68%	230	33,04%	208	31,65%
	<i>Scolopendra morsitans</i>	150	20,08%	98	15,50%	177	25,43%	103	15,67%
	<i>Cryptops hortensis</i>	15	2,00%	22	3,48%	00	00%	00	00%
	<i>Orya barbarica</i>	100	13,38%	99	15,66%	79	11,35%	58	8,82%
	<i>Geophilus ferrugineus</i>	88	11,78%	56	8,86%	00	00%	00	00%
	<i>Scutigera coleoptrata</i>	90	12,08%	15	2,37%	00	00%	00	00%
Diplopodes	<i>Glomeris marginata</i>	00	00%	00	00%	30	4,31%	17	2,58%
	<i>Ommatoiulus malleatus</i>	50	6,69%	18	2,84%	100	14,36%	84	12,78%
	<i>Brachydesmus proximus</i>	39	5,22%	113	17,87%	80	11,49%	187	28,46%
Total		747	100%	632	100%	696	100%	657	100%

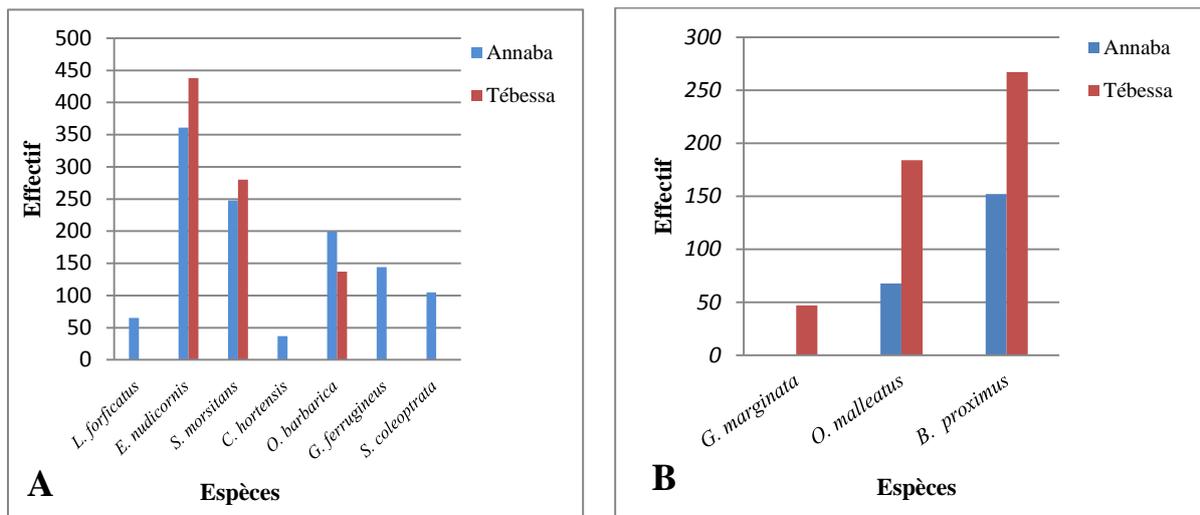


Figure 24: Distribution des espèces de Chilopodes (A) et de Diplopes (B) dans les deux sites d'étude.

3.2.4. Représentation graphique de l'inventaire des espèces de Myriapodes au niveau des deux sites d'étude

La figure ci-dessous montre l'abondance de chaque espèce récoltée au cours des 12 mois d'échantillonnage. Celle-ci révèle nettement l'importance sur le plan numérique de l'espèce *Eupolybothrus nudicornis*, cette dernière occupe la première place présentant ainsi un nombre de 799 spécimens récoltés.

Toutefois, elle est suivie par *Scolopendra morsitans* avec 528 spécimens, la troisième position revient au Diplope *Brachydesmus proximus* responsable de la dégradation de la matière organique avec 419 spécimens récoltés.

En revanche, 336 spécimens représentent le Chilopode *Orya barbarica* qui occupe le quatrième rang. Cependant, les autres espèces de Chilopodes et de Diplopes présentent avec des effectifs plus ou moins faible (Figure 25)

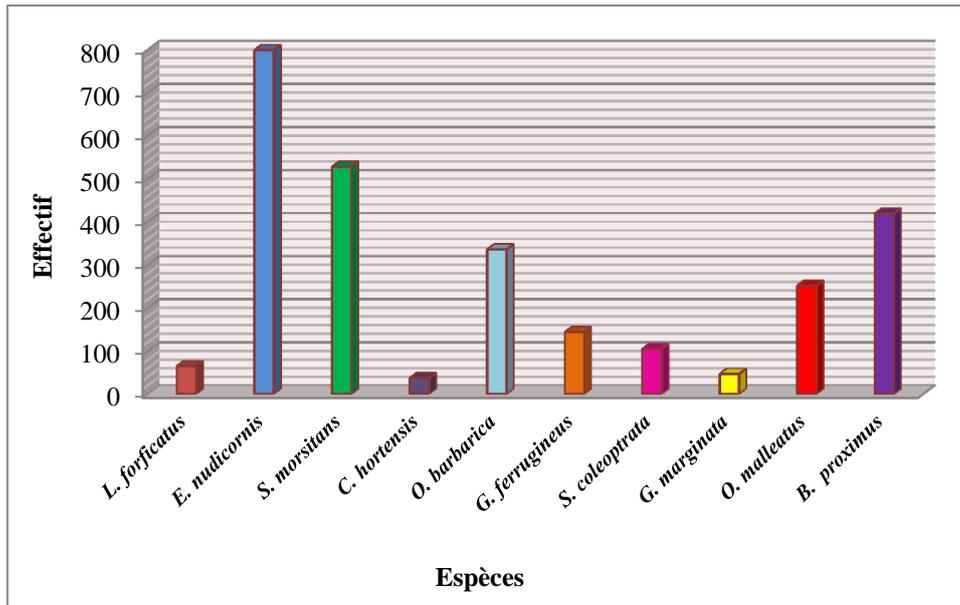


Figure 25: Représentation graphique de l’inventaire des espèces de Myriapodes au niveau des deux sites d’étude

3.2.5. Évaluation des taux des deux ordres de Myriapodes en fonction des sites durant l’année d’étude

Les taux des différents ordres révèlent que les Chilopodes enregistrent les taux les plus élevés en comparaison avec les Diplopedes dans l’ensemble des sites avec 73,16 % au niveau d’Annaba et 63,19% à Tébessa (Figure 26).

En revanche les Diplopedes sont plus présents dans le site semi-aride de Tébessa avec un taux qui dépasse les 36% alors qu’un taux de 16,95 %, soit environ la moitié est enregistrée dans la station industrielle d’Annaba (Figure 26).

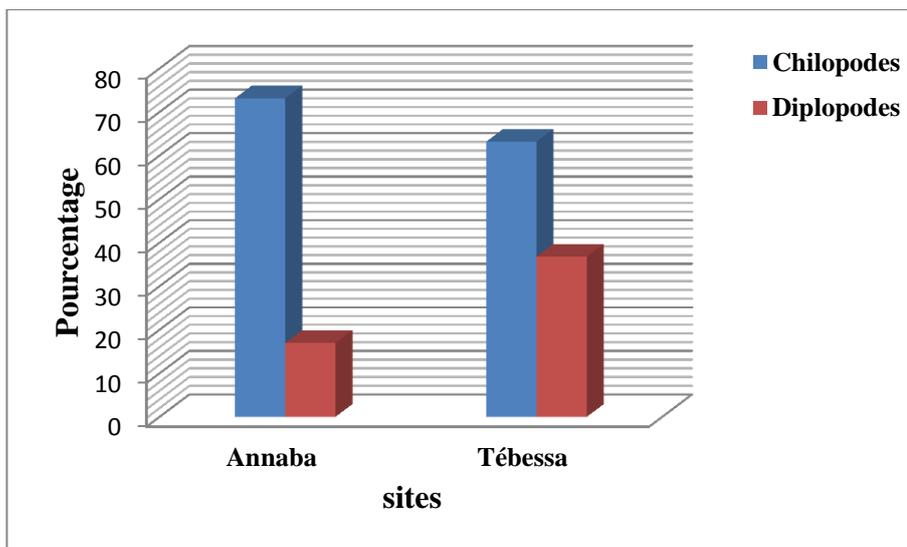


Figure 26 : Distribution des ordres des Myriapodes en fonction des sites d’étude

3.2.6. Inventaire des espèces de Myriapodes en fonction des stations de récolte

Les données ci-dessous (Tableau 9) montrent la présence d'un peuplement diversifié, dont l'ensemble des espèces identifiées appartiennent à huit familles : Les Lithobidés, les Scolopendridés, les Géophilidés, les Oryidés, les Scutigéridés, les Ommatoïulidés, les Gloméridés et les Polydesmidés.

Toutefois, c'est la famille des Lithobidés avec 864 spécimens récoltés qui prédomine dans les quatre stations suivie de la famille des Scolopendridae avec 528 individus et en troisième position viennent se placer les Polydesmidae avec 419 spécimens,

En revanche, la quatrième position revient aux Oryidae avec 336 individus récoltés. La cinquième position revient aux Ommatoïulidae avec 252 individus récoltés, la sixième position revient aux Géophilidae avec 181 spécimens, les Scutigéridae occupent la septième position avec les décomposeurs de la matière organique soit les Géophilidae avec 92 individus récoltés. Cependant, avec seulement 105 individus récoltés, la dernière position revient aux Glomeridae avec 47 spécimens et qui est considérée comme une famille rarissime.

Néanmoins, la zone humide est caractérisée par une richesse en matière de biodiversité plus importante que la zone semi aride.

Tableau 9: Inventaire des différentes familles de Myriapodes en fonction des stations de récolte au cours de l'année d'étude.

Ordre	Famille	Dréan	Sidi Amar	Bir-elater	Elma-elabiod	Total
Chilopodes	Lithobidae	215	211	230	208	864
	Scolopendridae	150	98	177	103	528
	Géophilidae	103	78	00	00	181
	Oryidae	100	99	79	58	336
	Scutigéridae	90	15	00	00	105
Diplopodes	Gloméridae	00	00	30	17	47
	Ommatoïulidae	50	18	100	84	252
	Polydesmidae	39	113	80	187	419

3.2.7. Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Scolopendra morsitans*.

Les données de la distribution spatio-temporelle de *S. morsitans* confirment que l'espèce considérée est bel et bien présente dans les quatre stations d'échantillonnage.

En revanche, cette espèce enregistre une activité importante dans les différentes stations d'études où elle marque deux pics durant les deux saisons, à savoir l'automne et le printemps. Toutefois, les reliefs graphiques font apparaître clairement deux saisons d'activité, une automnale et une autre printanière, et ce, dans les quatre stations d'échantillonnage.

En outre, une baisse générale de l'activité des spécimens appartenant à cette espèce est observée durant la saison estivale dans les quatre stations d'étude (Figure 27).

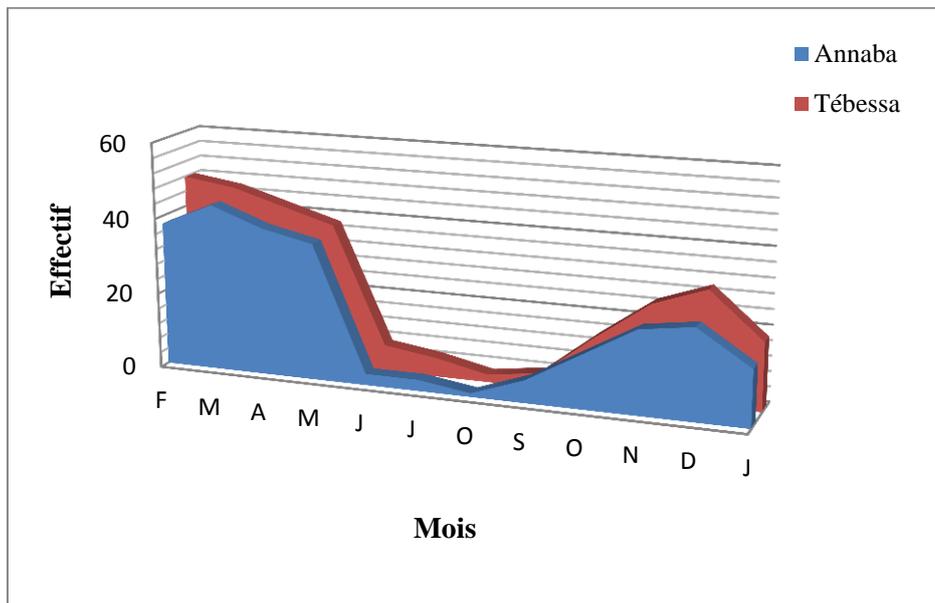


Figure 27: Distribution spatio-temporelle de l'espèce *Scolopendra morsitans*.

3.3. Effets du stress environnemental sur les paramètres morphologiques

L'étude de la morphométrie de *S. morsitans* récoltée durant la saison de reproduction printanière des deux sites (Annaba et Tébessa) est déterminée d'après les relations d'interdépendance et de corrélation existant entre les différents paramètres morphométriques étudiés (nombre d'ovocytes, longueur, largeur, volume ovocytaire et indice gonadique).

3.3.1. Evaluation du nombre d'ovocytes chez *S. morsitans*

S. morsitans récoltée de Bir-elater montre le nombre le plus élevé d'ovocytes de l'ordre de $27,66 \pm 1,52$, suivi de l'espèce récoltée de Dréan où le nombre est de $26 \pm 1,00$ puis de celle récoltée à Elma-elabiod avec un nombre faible qui est de $24 \pm 1,00$. La station de Sidi Amar occupe le dernier rang avec le nombre le plus faible qui est de $21 \pm 1,52$ (Tableau 10).

Les résultats obtenus montrent que le nombre d'ovocytes est nettement inférieur au niveau des stations polluées ; cependant, ce dernier est hautement inférieur au niveau de la station polluée d'Annaba (Sidi Amar), $p=0,01$. En revanche, il est très significativement inférieur entre les stations de Tébessa (Bir-elater et Elma-elabiod) avec un $p=0,025$.

Tableau 10: Effets du stress environnemental sur le nombre d'ovocytes des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$; $n=5$).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
Nombre d'ovocytes	$26 \pm 1,00$	$21 \pm 1,52$	$0,01^{**}$	$27,66 \pm 1,52$	$24 \pm 1,00$	$0,025^*$

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P>0,05$) ; *très significatif ($P<0,05$) ; ** hautement significatif ($P<0,01$) ; *** très hautement significatif ($P<0,001$).

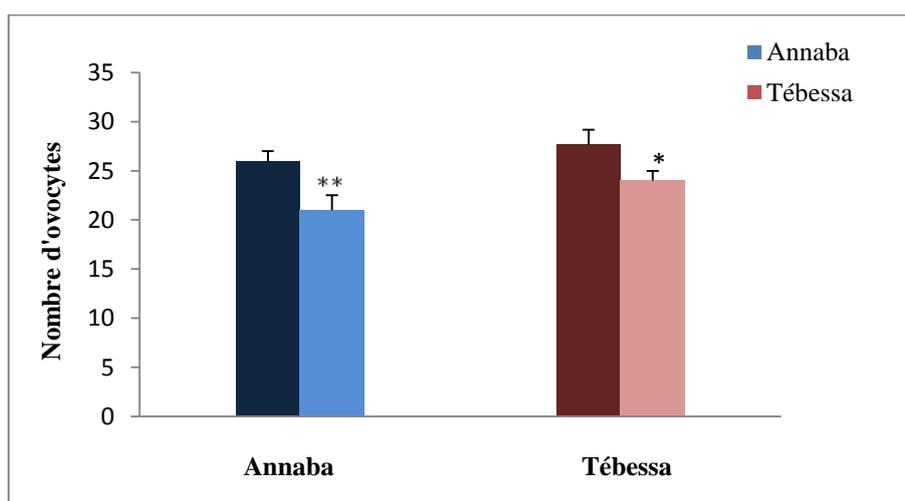


Figure 28: Evaluation du nombre d'ovocytes des femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

Tableau 11: Analyse de la variance à un critère de classification du nombre d'ovocytes chez les femelles de *S. morsitans* récoltées au printemps à Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	28,17	28,17		
Erreur résiduelle	4	6,67	1,67	16,90	0,015**
Totale	5	34,83			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

Tableau 12: Analyse de la variance à un critère de classification du nombre d'ovocytes chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	20,17	20,17		
Erreur résiduelle	4	6,67	1,67	12,10	0,025*
Totale	5	26,84			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.3.2. Evaluation de la longueur ovocytaire (mm) chez *S. morsitans*

Le suivi de la longueur des ovocytes chez les femelles de *S. morsitans* montre une valeur maximale à Bir-elater de l'ordre de $5,73 \pm 0,15$ mm et une valeur minimale à Sidi Amar qui est de $2,36 \pm 0,20$ mm passant par une valeur moyenne de $5 \pm 0,26$ mm à Dréan suivi par une autre valeur moyenne chez les femelles d'Elma-elabiod. (Tableau 13, Figure 29).

La comparaison des moyennes révèle une diminution très hautement significative entre la station de Dréan et Sidi Amar ($p=0,000$). En revanche la comparaison des moyennes entre la station de Bir-elater et Elma-elabiod révèle une diminution très significative ($p=0,022$).

Tableau 13: Effets du stress environnemental sur la longueur ovocytaire en (mm) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$, $n=5$).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
Longueur ovocytaire (mm)	$5 \pm 0,26$	$2,36 \pm 0,20$	0,000***	$5,73 \pm 0,15$	$4,53 \pm 0,43$	0,022*

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

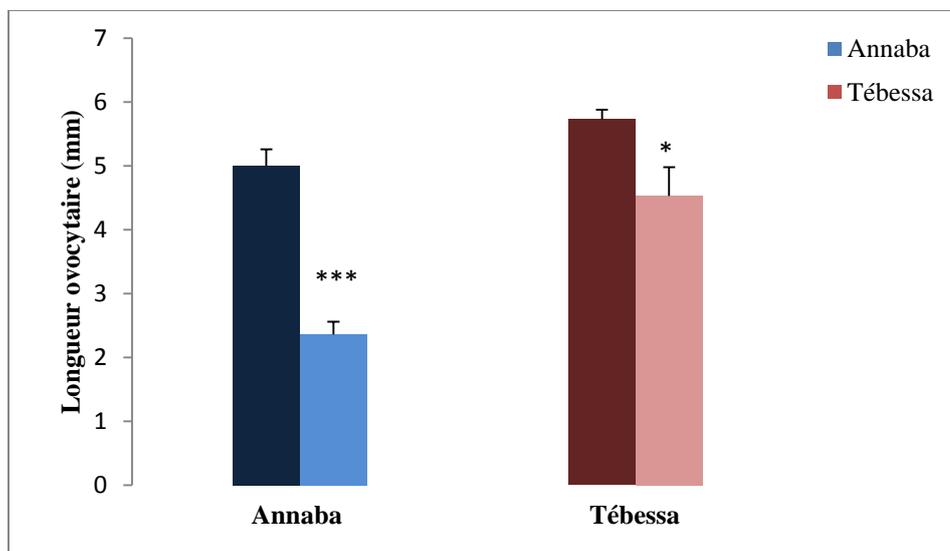


Figure 29: Evaluation de la longueur ovocytaire en (mm) chez les femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$, $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

Tableau 14: Analyse de la variance à un critère de classification de la longueur ovocytaire en (mm) chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	10,4017	10,4017		
Erreur résiduelle	4	0,2267	0,0567	183,56	0,000***
Totale	5	10,6283			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

Tableau 15: Analyse de la variance à un critère de classification de la longueur ovocytaire en (mm) chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	2,160	2,160		
Erreur résiduelle	4	0,653	0,163	13,22	0,022*
Totale	5	2,813			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.3.3. Evaluation de la largeur ovocytaire (mm) chez *S. morsitans* :

S. morsitans récoltée de Bir-elater indique une largeur ovocytaire la plus élevée de l'ordre de $3,65 \pm 0,20$ mm suivi de l'espèce récoltée de Dréan où la largeur est de $3,23 \pm 0,15$ mm puis de celle récoltée à Elma-elabiod avec une largeur de $2,10 \pm 0,25$ mm. La largeur la plus faible est enregistrée à Sidi Amar qui est de l'ordre de $1,50 \pm 0,36$ mm (Tableau 16, Figure 30).

L'analyse de la variance à un critère affiche une diminution hautement significative entre les deux stations d'Annaba et les deux stations de Tébessa ($p=0,002$).

Tableau 16: Effets du stress environnemental sur la largeur ovocytaire (mm) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$; $n=5$).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
Largeur ovocytaire (mm)	$3,23 \pm 0,15$	$1,50 \pm 0,36$	0,002**	$3,65 \pm 0,20$	$2,10 \pm 0,25$	0,002**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

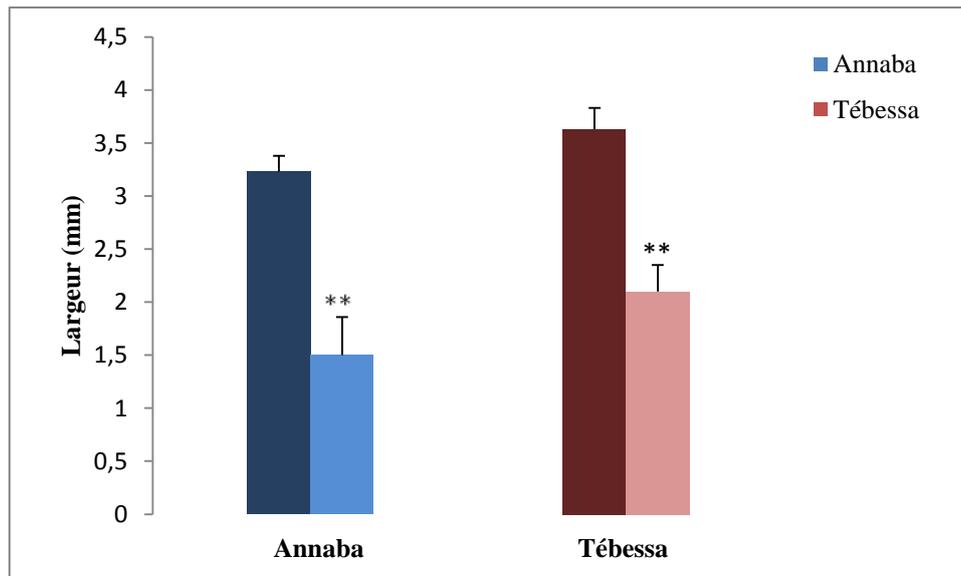


Figure 30: Evaluation de la largeur ovocytaire en (mm) chez les femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$, $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

Tableau 17: Analyse de la variance à un critère de classification sur la largeur ovocytaire en (mm) chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	4,5067	4,5067	58,78	0,002**
Erreur résiduelle	4	0,3067	0,0767		
Totale	5	4,8133			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

Tableau 18: Analyse de la variance à un critère de classification sur la largeur ovocytaire en (mm) chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	2,9400	2,9400	55,12	0,002**
Erreur résiduelle	4	0,2133	0,0533		
Totale	5	3,1533			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.3.4. Evaluation du volume ovocytaire (mm³) chez les femelles de *S. morsitans*.

Les résultats obtenus concernant le volume ovocytaire affichent des valeurs élevées chez *S. morsitans* récoltée au niveau de la station de Bir-elater avec $44,74 \pm 1,86 \text{ mm}^3$, et au niveau de Dréan avec $35,12 \pm 0,31 \text{ mm}^3$ par contre au niveau du site de Sidi Amar les valeurs sont minimales de l'ordre de $7,36 \pm 1,53 \text{ mm}^3$, les mêmes constatations sont convenues pour l'espèce récoltée au niveau de la station de Bir-elater avec une valeur minimale de l'ordre de $18,56 \pm 2,09 \text{ mm}^3$ (Tableau 19).

L'analyse de la variance à un critère de classification montre que le volume ovocytaire est globalement inférieur au niveau des stations polluées, mais cependant, les différences avec les stations de références sont très hautement significatives. (Tableau 19, Figure 31).

Tableau 19: Effets du stress environnemental sur le volume ovocytaire en (mm³) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabioud).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabioud	P
Volume ovocytaire (mm ³)	$35,12 \pm 0,31$	$17,36 \pm 1,53$	0,000***	$44,74 \pm 1,86$	$18,56 \pm 2,09$	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

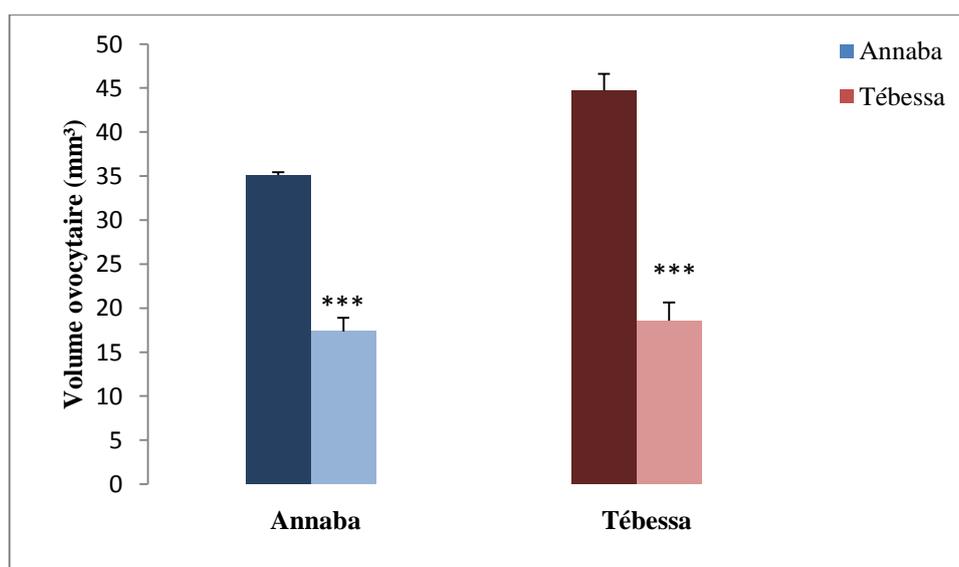


Figure 31: Evaluation du volume ovocytaire (mm³) chez les femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites (Annaba et Tébessa).

Tableau 20: Analyse de la variance à un critère de classification du volume ovocytaire (mm³) chez les femelles de *S. morsitans* récoltées au printemps à Annaba (m ± s, n=5).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	0,5565	0,5565		
Erreur résiduelle	4	0,4237	0,0706	7,88	0,000***
Totale	5	0,9802			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

Tableau 21: Analyse de la variance à un critère de classification du volume ovocytaire (mm³) chez les femelles de *S. morsitans* récoltées au printemps à Tébessa (m ± s, n=5).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	366,5	366,5		
Erreur résiduelle	4	181,2	90,6	4,05	0,000***
Totale	5	547,8			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.3.5. Evaluation de l'indice gonadique chez les femelles de *S. morsitans*:

Les paramètres mesurés chez les femelles de *S. morsitans* au niveau des quatre stations sont le poids corporel (PC) et le poids de la gonade (PG).

Les résultats obtenus affichent des moyennes maximales au niveau de la station de Bir-elater suivi de Dréan. Par contre, les valeurs minimales sont signalées au niveau des stations polluées de Sidi Amar et Elma-elabiod. (Tableau 22, Figure 32).

L'analyse de la variance à un critère de classification révèle une diminution très hautement significative (p=0,000) entre les deux stations d'Annaba et une diminution hautement significative (p=0,007) entre les deux stations de Tébessa.

Tableau 22: Evaluation de l'indice gonadique chez les femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des quatre stations, (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) ($m \pm s$, $n=5$).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
L'indice gonadique	3,30 ± 0,02	1,83 ± 0,11	0,000***	3,48 ± 0,03	1,83 ± 0,56	0,007**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

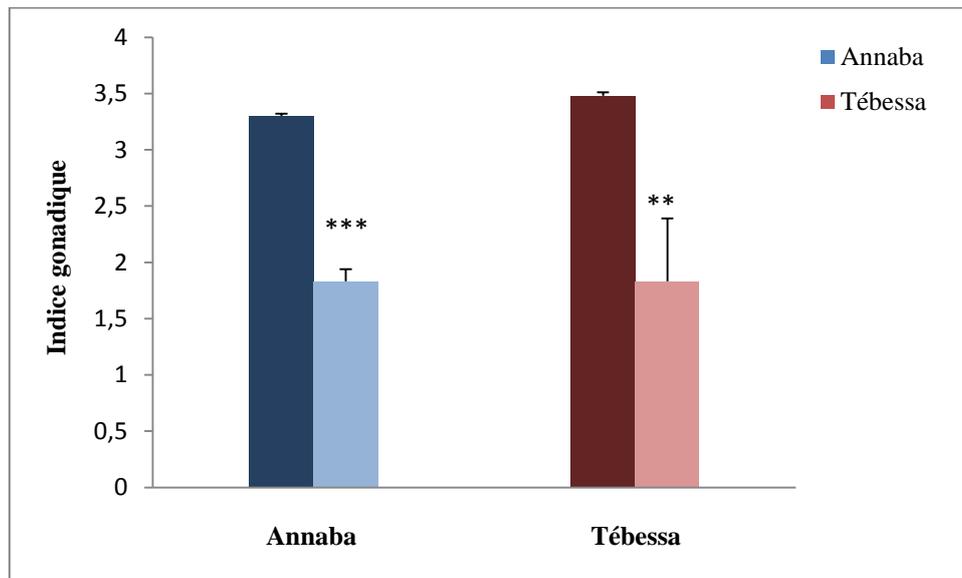


Figure 32: Evaluation de l'indice gonadique chez les femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

Tableau 23: Analyse de la variance à un critère de classification de l'indice gonadique chez les femelles de *S. morsitans* récoltées au printemps à Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	3,24135	3,24135		
Erreur résiduelle	4	0,02620	0,00655	494,86	0,000***
Totale	5	3,26755			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

Tableau 24: Analyse de la variance à un critère de classification de l'indice gonadique chez les femelles de *S. morsitans* récoltées au printemps à Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	4,100	4,100		
Erreur résiduelle	4	0,649	0,162	25,27	0,007**
Totale	5	4,749			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.4. Analyse Biochimique :

3.4.1. Dosage des métabolites au niveau de l'ovaire de *S. morsitans* provenant des deux sites d'étude

La teneur en protéines, en glucides et en lipides a été déterminée pendant la saison de reproduction (printemps) au niveau des ovaires de *Scolopendra morsitans* récoltées à partir des quatre stations : Sidi Amar, Dréan, Bir-elater et Elma-elabiod.

3.4.1.1. Evaluation des concentrations en protéines dans l'ovaire de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa)

L'évolution des concentrations en protéines au niveau de l'ovaire de *S. morsitans* récoltée dans les deux sites (Annaba et Tébessa) durant la période de reproduction, montre une valeur maximale chez les femelles de la station de Bir-elater ($38,75 \pm 1,85 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) et d'Elma-elabiod ($36,83 \pm 1,80$) et de Dréan ($32,99 \pm 2,27 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) et une valeur minimale chez les femelles de Sidi Amar ($27,20 \pm 0,86 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire). Dans l'ensemble, les femelles provenant de la station de Bir-elater et Elma-elabiod affichent des concentrations plus élevés par rapport aux deux autres stations (Dréan, Sidi Amar) (Tableau 25, Figure 33).

L'analyse de la variance montre des différences hautement significatives ($p < 0,01$) entre la station de Dréan et Sidi Amar par contre au niveau du site de Tébessa aucune différence significative ($p = 0,269$) n'a été révélée entre les deux stations d'étude (Tableau 25).

Tableau 25: Evaluation des concentrations en protéines au niveau de l’ovaire de *S. morsitans* ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d’ovaire) récoltée en période de reproduction printanière à partir des quatre stations d’étude ($m \pm s$, $n=5$).

Sites Métabolite	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
(μg protéines/ mg d’ovaire)	$32,99 \pm 2,27$	$27,20 \pm 0,86$	0,015**	$38,75 \pm 1,85$	$36,83 \pm 1,80$	0,269NS

P : seuil de signification ; NS: non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

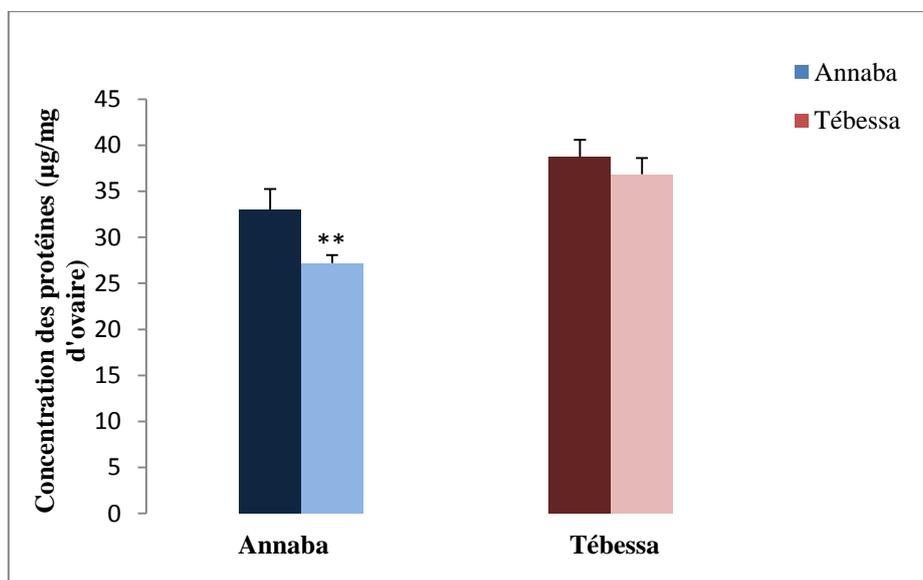


Figure 33: Evaluation des concentrations en protéines à partir de l’ovaire de *S. morsitans* ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d’ovaire) récoltée en période de reproduction printanière à partir des quatre stations d’étude ($m \pm s$, $n=5$).

Tableau 26: Analyse de la variance à un critère de classification des protéines ovariennes chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région d’Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	50,34	50,34	16,97	0,015**
Erreur résiduelle	4	11,86	2,97		
Totale	5	62,21			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

Tableau 27: Analyse de la variance à un critère de classification des protéines ovariennes chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	5,51	5,51		
Erreur résiduelle	4	13,40	3,35	1,65	0,269NS
Totale	5	18,91			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.4.1.2. Evaluation des concentrations en glucides dans l’ovaire de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d’étude (Annaba et Tébessa)

L'analyse quantitative des concentrations glucidiques au niveau de l’ovaire des femelles de *S. morsitans* récoltées durant la saison printanière montre des valeurs importantes à Bir-elater suivi par Dréan atteignant $40,04,80 \pm 0,38 \mu\text{g}$ d’ovaire et $34,12 \pm 3,14 \mu\text{g}/\text{mg}$ d’ovaire respectivement; Alors que chez les femelles de la station de Sidi Amar, la concentration glucidique au niveau de l’ovaire est de $20,64 \pm 1,73 \mu\text{g}/\text{mg}$ d’ovaire et de $31,99 \pm 1,93 \mu\text{g}/\text{mg}$ d’ovaire pour Elma-elabiod (Tableau 28; Figure 34).

L’Analyse de la variance révèle une différence très hautement significative ($p=0,004$, $p=0,002$) entre les deux stations d’Annaba et entre les deux stations de Tébessa respectivement.

Tableau 28: Evaluation des concentrations en Glucides de l’ovaire de *S. morsitans* ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d’ovaire).

Sites Métabolite	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
(μg Glucides/ mg d’ovaire)	$34,12 \pm 3,14$	$20,64 \pm 1,73$	0,004***	$40,04 \pm 0,38$	$31,99 \pm 1,93$	0,002***

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P>0,05$) ; *très significatif ($P<0,05$) ; ** hautement significatif ($P<0,01$) ; *** très hautement significatif ($P<0,001$).

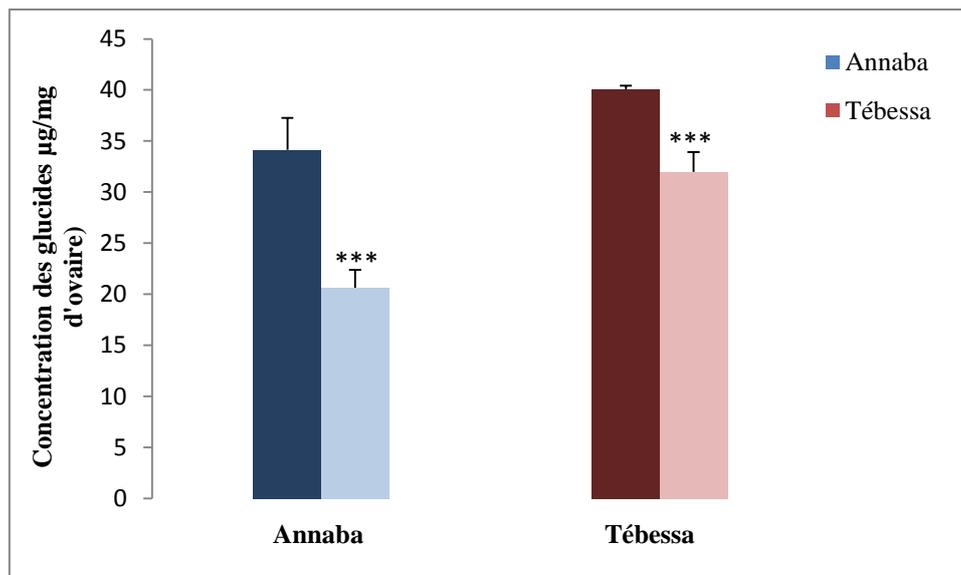


Figure 34 : Evaluation des concentrations en glucides à partir de l'ovaire de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa) ($m \pm s$, $n=5$).

Tableau 29: Analyse de la variance à un critère de classification des glucides ovariens chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	272,30	272,30	37,17	0,004***
Erreur résiduelle	4	29,30	7,33		
Totale	5	301,60			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

Tableau 30: Analyse de la variance à un critère de classification des glucides ovariens chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	81,77	81,77	59,62	0,002***
Erreur résiduelle	4	5,49	1,37		
Totale	5	87,26			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.4.1.3. Evaluation des concentrations en Lipides dans l'ovaire de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

L'évaluation des concentrations des lipides au niveau de l'ovaire de *S. morsitans* récoltée dans les quatre stations (Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod) montre des variations importantes, la valeur moyenne maximale est enregistrée au niveau de la station de Bir-elater suivie par Dréan ($47,45 \pm 0,65$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire et $43,91 \pm 1,61$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire respectivement) contre une valeur minimale observée au niveau de la station d'Elma-elabiod avec ($37,53 \pm 2,60$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire), toute fois, les femelles de la station de Sidi Amar occupent le dernier rang avec une valeur minimale de lipides ($23,73 \pm 1,55$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire). (Tableau 31, Figure 35).

L'analyse de la variance à un critère révèle une différence très hautement significative ($p=0,000$) entre la station de Dréan et Sidi Amar et hautement significative entre Bir-elater et Elma-elabiod ($p=0,003$).

Tableau 31: Evaluation des concentrations des lipides de l'ovaire de *S. morsitans* ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
Métabolites						
(μg Lipides/mg d'ovaire)	$43,91 \pm 1,61$	$23,73 \pm 1,55$	0,000***	$47,45 \pm 0,65$	$37,53 \pm 2,60$	0,003**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

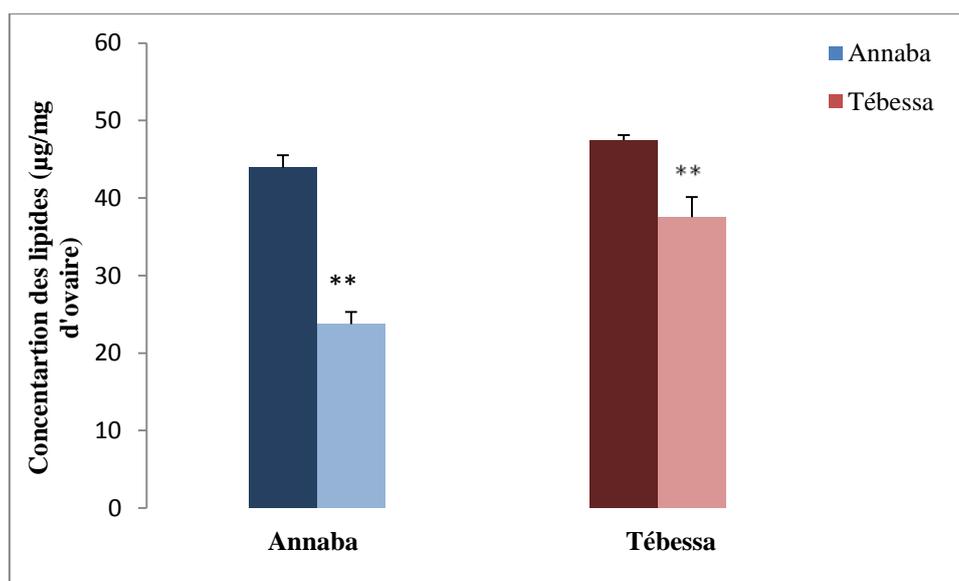


Figure 35: Évaluation des concentrations des lipides à partir de l'ovaire de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa) ($m \pm s$, $n=5$).

Tableau 32: Analyse de la variance à un critère de classification des lipides ovariens chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s, n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	611,05	611,05		
Erreur résiduelle	4	10,07	2,52	242,83	0,000***
Totale	5	162,07			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

Tableau 33: Analyse de la variance à un critère de classification des lipides ovariens chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s, n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	147,71	147,71		
Erreur résiduelle	4	14,36	3,59	41,13	0,003**
Totale	5	162,07			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.4.2. Analyse quantitative des vitellogénines et des vitellines chez *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

3.4.2.1. Analyse quantitative des vitellogénines dans l'hémolymphe de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

La teneur en vitellogénines a été mesurée pendant la saison de reproduction (printemps) dans l'hémolymphe des femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées à partir des quatre stations : Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod.

Les quantités de vitellogénines enregistrées affichent des valeurs basses au niveau des sites pollués (Sidi Amar et Elma-elabiod) et des valeurs élevées au niveau des sites de références (Dréan et Bir-elater); (Tableau 34, Figure 36). La comparaison des moyennes entre les sites d'études révèle une différence très hautement significative ($P=0,000$) durant la période d'étude.

L'analyse de la variance à un critère de classification montre que le stress environnemental a un effet très hautement significatif sur la quantité de vitellogénines.

Tableau 34: Evaluation du taux des vitellogénines chez les femelles de *S. morsitans* ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymph) récoltées en période de reproduction printanière à partir des quatre stations d'étude ($m \pm s$, $n=5$).

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
Vitellogénines						
$\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymph	$56,69 \pm 1,77$	$31,54 \pm 0,98$	$0,000^{***}$	$63,33 \pm 1,15$	$41,08 \pm 2,97$	$0,000^{***}$

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

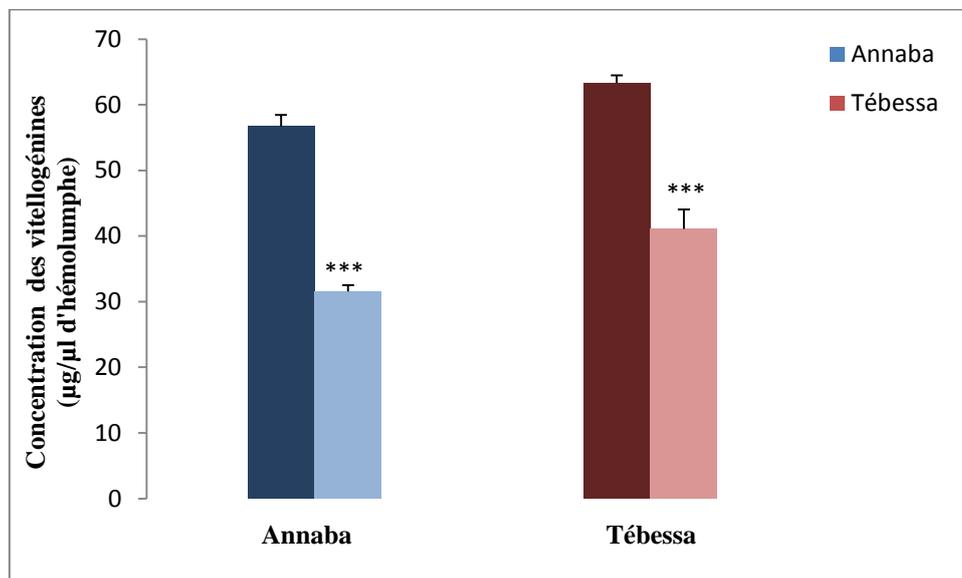


Figure 36 : Evaluation des concentrations en vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymph) chez les femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

Tableau 35: Analyse de la variance à un critère de classification des vitellogénines chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	948,78	948,78		
Erreur résiduelle	4	8,26	2,07	459,39	$0,000^{***}$
Totale	5	957,05			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

Tableau 36: Analyse de la variance à un critère de classification des vitellogénines chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	742,59	742,59		
Erreur résiduelle	4	20,31	5,08	146,25	0,000***
Totale	5	762,90			

ddl : degré de liberté ; SCE : somme des carrés des écarts ; CM : carré moyen ; F_{obs} : test de Fisher ; P : seuil de signification.

3.4.2.2. Analyse quantitative des vitellines dans l'ovaire de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

La teneur en vitellines a été mesurée pendant la saison de reproduction (printemps) dans l'ovaire des femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées à partir des quatre stations : Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-elabiod.

Les quantités de vitellines enregistrées affichent des valeurs maximales au niveau des stations de références de Bir-elater ($55,84 \pm 0,47 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) suivi de Dréan ($45,98 \pm 0,82 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) et des valeurs minimales marquées au niveau des stations pollués de Sidi Amar ($20,55 \pm 0,60 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) et d'Elma-elabiod ($27,46 \pm 1,35 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) (Tableau 37, Figure 37).

La comparaison des moyennes entre les deux stations révèle une différence très hautement significative entre la station de Dréan et de Sidi Amar ($p=0,000$) et entre Bir-elater et Elma-elabiod avec un ($P=0,000$) durant la période d'étude.

L'analyse de la variance à un critère de classification montre qu'il y a un effet du stress environnemental très hautement significatif sur la quantité de vitellines.

Tableau 37: Evaluation des concentrations en vitellines $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire chez les femelles de *S. morsitans*.

Sites	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
Vitellines						
($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire)	$45,98 \pm 0,82$	$20,55 \pm 0,60$	$0,000***$	$55,84 \pm 0,47$	$27,46 \pm 1,35$	$0,000***$

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P>0,05$) ; *très significatif ($P<0,05$) ; ** hautement significatif ($P<0,01$) ; *** très hautement significatif ($P<0,001$).

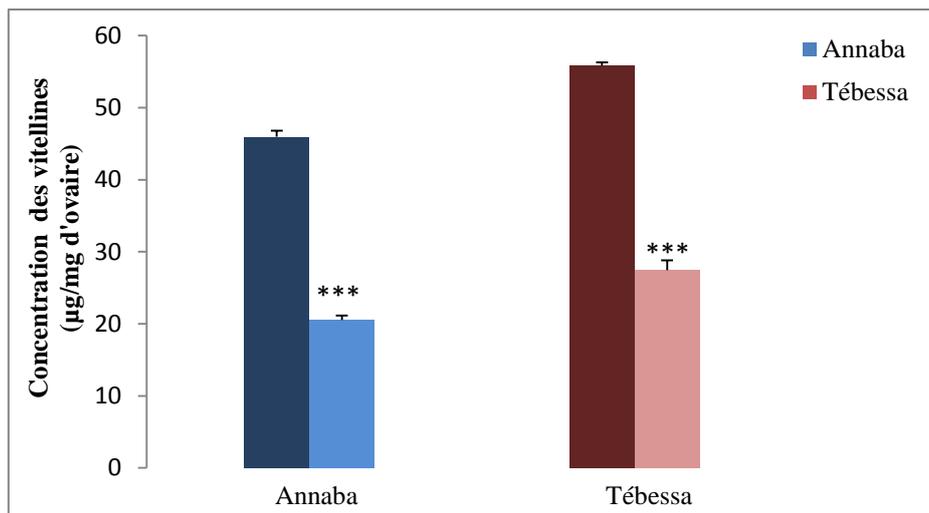


Figure 37 : Evaluation des concentrations en vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$), récoltées au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

Tableau 38: Analyse de la variance à un critère de classification des vitellines chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	969,773	969,773	1849,18	0,000***
Erreur résiduelle	4	2,098	0,524		
Totale	5	971,871			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

Tableau 39: Analyse de la variance à un critère de classification des vitellines chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	1208,42	1208,42	1166,30	0,000***
Erreur résiduelle	5	4,14	1,04		
Totale	4	1212,56			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.5. Analyse Ecotoxicologique:

3.5.1. Effets du stress environnemental sur l'activité de l'acétylcholinestérase (AChE) chez les femelles de *Scolopendra morsitans*

L'activité spécifique de l'AChE a été déterminée au cours de la période d'activité sexuelle printanière à partir des têtes des femelles de *S. morsitans* récoltées au niveau des deux sites d'étude, à savoir, Annaba avec deux stations : (Dréan, Sidi Amar) et Tébessa avec deux stations : (Bir-elater et Elma-elabiod) selon la méthode d'Ellman *et al.* (1966). Les résultats relatifs à l'activité spécifique de l'AChE sont exprimés en nanomoles par minute et par milligramme de protéines (nM/min/mg de protéines).

Les résultats obtenus montrent que les stations de référence représentées par Bir-elater suivi par la station de Dréan affichent des taux de l'AChE largement supérieur à ceux enregistrés dans la station de Sidi Amar et Elma-elabiod. La station de Sidi Amar présente une inhibition avec des valeurs minimales de $0,026 \pm 0,002$ nM/mn/mg de protéines contre $0,064 \pm 0,007$ nM/mn/mg de protéines chez les femelles d'Elma-elabiod. (Tableau 40).

Les résultats obtenus montrent qu'il y a une inhibition de l'activité de l'AChE au niveau des stations affectées par la pollution signalant donc une neurotoxicité. Cependant, il y a une différence très hautement significative entre la station de Dréan et Sidi Amar et entre les deux stations de Tébessa respectivement. (Tableau 40, Figure 38)

Tableau 40: Effets du stress environnemental sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des deux sites (Annaba et Tébessa) ($m \pm s$; $n=5$).

Stations Enzymes	Dréan	Sidi Amar	P	Birelater	Elmaelabiod	P
AChE (nM/mn/mg de protéines)	$0,080 \pm 0,001$	$0,026 \pm 0,002$	0,000***	$0,105 \pm 0,001$	$0,064 \pm 0,007$	0,001***

P : seuil de signification ; non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

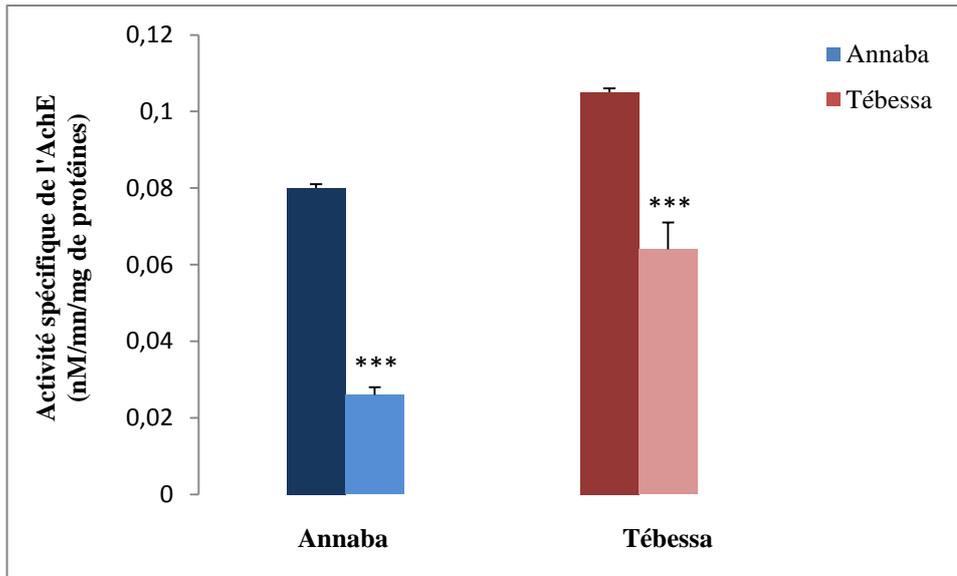


Figure 38: Activité spécifique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) chez les femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées à partir des deux sites (Annaba et de Tébessa) ($m \pm s$; $n=5$).

Tableau 41: Analyse de la variance à un critère de classification de l'AChE chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	0,0043202	0,0043202		
Erreur résiduelle	4	0,000173	0,0000043	996,96	0,000***
Totale	5	0,0043375			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

Tableau 42: Analyse de la variance à un critère de classification de l'AChE chez *S. morsitans* récoltée au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F _{obs}	P
C2	1	0,0026042	0,0026042		
Erreur résiduelle	4	0,0001027	0,0000257	101,46	0,001***
Totale	5	0,0027068			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.5.2 Effets du stress environnemental sur la glutathion-s-transférase :

L'activité de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) a été déterminée au cours de la période d'activité sexuelle printanière à partir du tube digestif prélevé des femelles de *S. morsitans* récoltées au niveau des deux sites d'étude, à savoir, Annaba (Dréan, Sidi Amar) et Tébessa (Bir-elater et Elma-elabiod). Selon la méthode d'Habig *et al.* (1974). Les résultats relatifs au taux de la GST sont exprimés en micromoles par minute et par milligramme de protéines ($\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéines).

Le suivi des variations des taux de GST montre des fluctuations qui varient selon les sites. D'après les résultats obtenus, la station de Sidi Amar présente un taux de $0,088 \pm 0,001$ $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéine et de $0,099 \pm 0,001$ $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéines au niveau de la station de Bir-elater considérés comme des valeurs maximales; par contre les deux autres stations présentent des taux inférieurs (Tableau 43).

Les résultats obtenus montrent une induction très hautement significative de la GST au niveau de la station de sidi Amar par rapport à Dréan (site d'Annaba) ($p=0,000$) et de même au niveau de la station d'Elma-elabiod par rapport à Bir-elater (site de Tébessa) avec un ($p=0,000$).

Tableau 43: Effets du stress environnemental sur l'activité de la glutathion S-transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau des deux sites (Annaba et Tébessa) ($m \pm s$, $n=5$).

Stations Enzymes	Dréan	Sidi Amar	P	Bir-elater	Elma-elabiod	P
GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines)	$0,060 \pm 0,002$	$0,088 \pm 0,001$	$0,000^{***}$	$0,068 \pm 0,002$	$0,099 \pm 0,001$	$0,000^{***}$

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

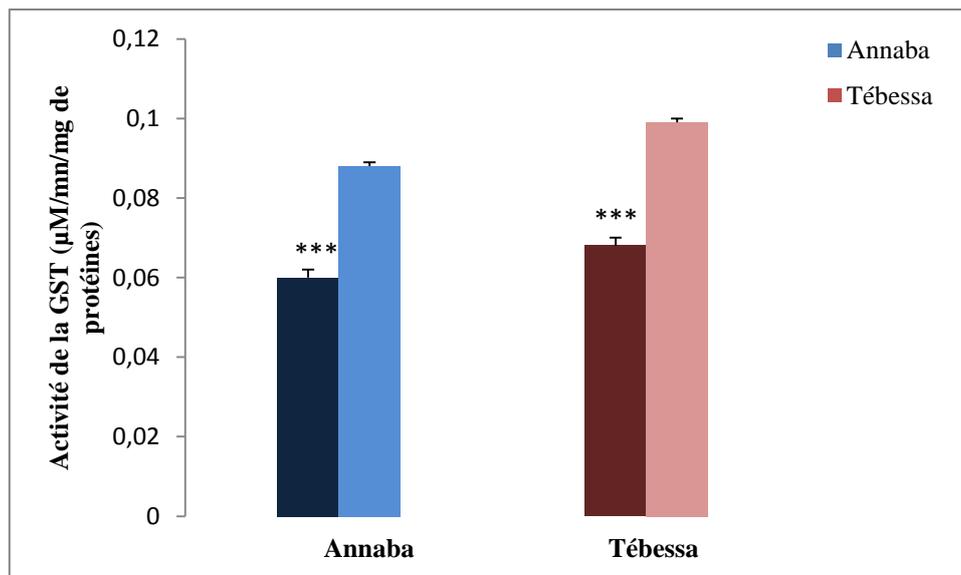


Figure 39 : Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées à partir des deux sites (Annaba et de Tébessa) ($m \pm s$; $n=5$)

Tableau 44: Analyse de la variance à un critère de classification de la GST chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région d'Annaba ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F_{obs}	P
C2	1	0,0011760	0,0011760		
Erreur résiduelle	4	0,0000213	0,0000053	220,50	0,000***
Totale	5	0,0011973			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

Tableau 45: Analyse de la variance à un critère de classification de la GST chez *S. morsitans* récoltées au printemps au niveau de la région de Tébessa ($m \pm s$, $n=5$).

Sources de variation	ddl	SCE	CM	F_{obs}	P
C2	1	0,0014727	0,0014727		
Erreur résiduelle	4	0,0000187	0,0000047	315,57	0,000***
Totale	5	0,0014913			

ddl : degré de liberté ; **SCE** : somme des carrés des écarts ; **CM** : carré moyen ; **F_{obs}** : test de Fisher ; **P** : seuil de signification.

3.6. Impact d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur plusieurs paramètres biométriques

3.6.1. Effets du RH-0345 sur le nombre d'ovocytes chez les femelles de *S. morsitans*

Chez la série des témoins de Dréan et de Bir-elater, le nombre d'ovocytes présentent des fluctuations allant de $25,05 \pm 0,90$ à $25,00 \pm 1,00$ et de $28,33 \pm 0,83$ à $28,36 \pm 0,58$ respectivement (Tableau 46).

Par ailleurs chez les femelles traités au RH-0345, une importante baisse du nombre d'ovocytes est enregistrée dès le 5^{ème} jour jusqu'au 15^{ème} jour de traitement (Tableau 46 ; Figure 40).

Après analyse de la variance on constate que ce dernier entraîne une diminution très significative du nombre d'ovocytes des femelles récoltées de Dréan et de Bir-elater au 5^{ème} jour ($p=0,02$ et $p=0,05$). Toutefois la différence est hautement significative au 10^{ème} jour de traitement seulement pour la station de Dréan; cependant, on observe une diminution très hautement significative au 15^{ème} jour après traitement des femelles récoltées de Dréan et hautement significative pour les femelles de Bir-elater (Tableau 46).

Tableau 46: Effets du RH-0345 sur le nombre d'ovocytes des femelles témoins et traitées de *S. morsitans*, récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater.

Série Temps	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	$25,05 \pm 0,90$	-	-	$28,33 \pm 0,83$	-	-
5	$23,33 \pm 2,57$	$17,33 \pm 1,51$	0,02*	$26,33 \pm 2,08$	$22,33 \pm 1,53$	0,05*
10	$24,33 \pm 0,57$	$17,66 \pm 2,51$	0,01**	$26,66 \pm 1,53$	$22,33 \pm 1,52$	0,02*
15	$25 \pm 1,00$	$12,33 \pm 1,52$	0,000***	$28,36 \pm 0,58$	$20,66 \pm 2,08$	0,004**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

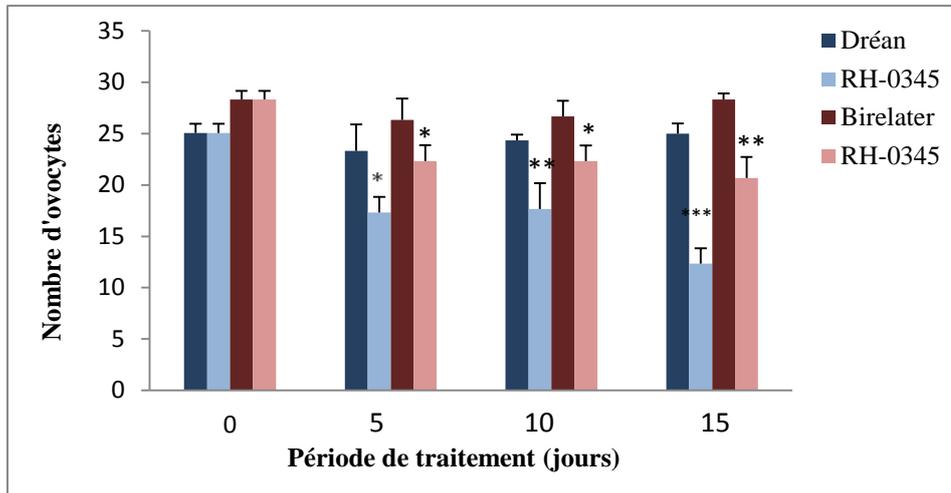


Figure 40: Evolution du nombre d’ovocytes des femelles témoins et traitées (RH-0345) de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de références (Dréan, Bir-elater).

3.6.2. Effets du RH-0345 sur la longueur ovocytaire (mm) chez les femelles de *S. morsitans*

La longueur ovocytaire augmente progressivement chez les séries témoins de Dréan et de Bir-elater allant de $3,73 \pm 0,14$ mm à 0j jusqu'à $4,27 \pm 0,04$ mm au 15^{ème} jour et de $4,44 \pm 0,23$ mm à 0j arrivant à la valeur de $4,71 \pm 0,21$ mm au 15^{ème} jour de la station de Bir-elater (Tableau 47, Figure 41).

Pour les femelles traitées le RH-0345 affecte la longueur ovocytaire de façon hautement significative au 10ème jour de traitement aux femelles de Dréan et Bir-elater ($p=0,01$, $p=0,008$) et très hautement au 15ème jour seulement pour la station de Dréan,

Tableau 47: Effets du RH-0345 sur la longueur ovocytaire (mm) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater.

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins Bir-elater	RH-0345	P
0	$3,73 \pm 0,14$	-	-	$4,44 \pm 0,23$	-	-
5	$3,83 \pm 0,13$	$3,45 \pm 0,50$	0,28NS	$4,03 \pm 0,02$	$3,83 \pm 0,16$	0,10NS
10	$3,93 \pm 0,07$	$3,09 \pm 0,36$	0,01**	$4,15 \pm 0,05$	$3,46 \pm 0,23$	0,008**
15	$4,27 \pm 0,04$	$2,06 \pm 0,09$	0,000***	$4,71 \pm 0,21$	$3,22 \pm 0,21$	0,01**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

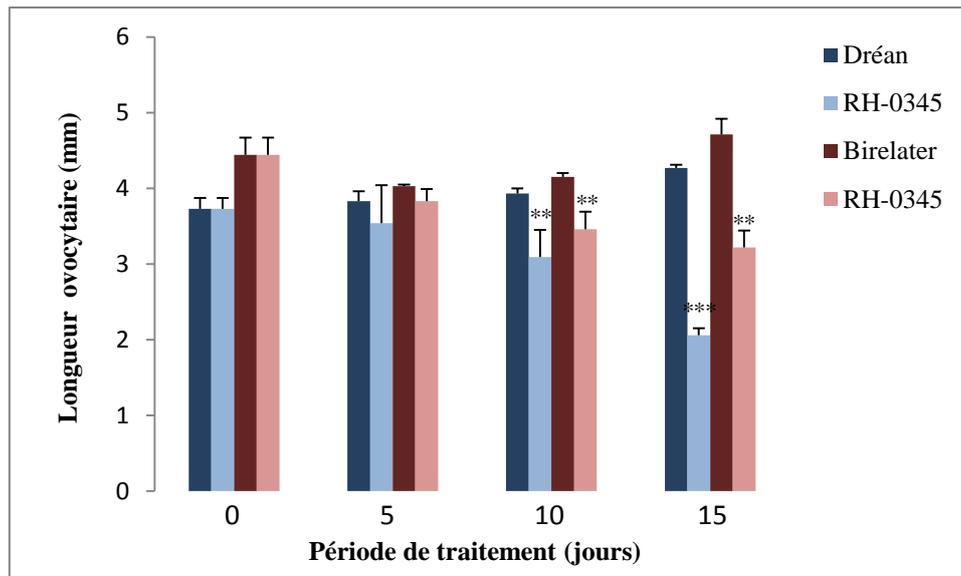


Figure 41: Evolution de la longueur ovocytaire (mm) des femelles témoins et traitées (RH-0345) de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).

3.6.3. Effets du RH-0345 sur la largeur ovocytaire (mm) chez les femelles de *S. morsitans*

Chez les séries témoins de Dréan et Bir-elater, la largeur ovocytaire présente une augmentation progressive allant de 0j au 15^{ème} jour.

En revanche chez les séries traitées au RH-0345, une importante baisse de la largeur ovocytaire est enregistrée chez les traitées de Dréan et de Bir-elater dès le 10^{ème} jour allant de $3,53 \pm 0,42$ mm à 0 jour à $2,67 \pm 0,25$ mm au 15^{ème} jour de traitement et de $3,64 \pm 0,36$ mm à 0 jour à $3,01 \pm 0,12$ mm au 15^{ème} jour de traitement, respectivement.

L'analyse de la variance affiche une baisse hautement significative de la largeur ovocytaire dès le 10^{ème} jour ($p=0,002$, $p=0,003$) et au 15^{ème} jour de traitement avec un $p=0,009$, $p=0,002$ pour les individus de Dréan et de Bir-elater (Tableau 48, Figure 42).

Tableau 48: Effets du RH-0345 sur la largeur ovocytaire (mm) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$; $n = 5$).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	3,53±0,42	-	-	3,64±0,36	-	-
5	3,22±0,05	3,13±0,07	0,17NS	3,43 ±0,05	3,29±0,09	0,09NS
10	3,24±0,07	2,39±0,18	0,002**	3,60±0,04	2,65±0,26	0,003**
15	3,44±0,12	2,67±0,25	0,009**	3,69±0,03	3,01±0,12	0,002**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

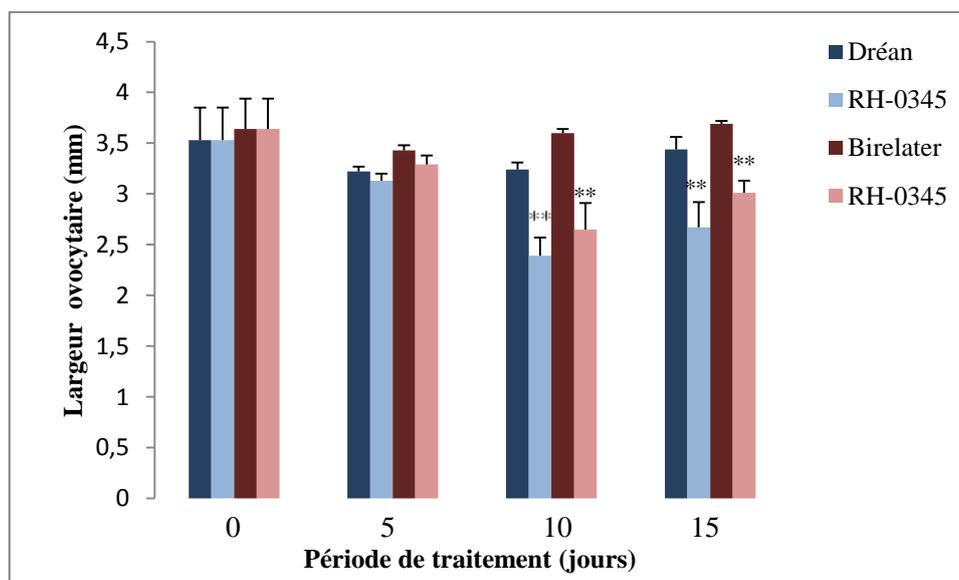


Figure 42: Evolution de la largeur ovocytaire (mm) des femelles témoins et traitées (RH-0345) de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).

3.6.4. Effets du RH-0345 sur le volume ovocytaire (mm³) chez les femelles de *S. morsitans*

Le volume ovocytaire présente une augmentation progressive chez les femelles témoins des deux stations d'étude (Dréan et Bir-elater) de 0j jusqu'au 15^{ème} jour durant le traitement

Cependant chez les femelles traitées, l'analogue de l'hormone de mue (RH-0345) affecte le volume ovocytaire de façon hautement significative au 10^{ème} jour de traitement et très hautement au 15^{ème} jour pour les témoins la station de Dréan par rapport aux individus de Bir-elater.

Tandis que Pour la station de Bir-elater l'halofénozide agit de façon hautement significative au 10^{ème} jour et très hautement significative au 15^{ème} jour de traitement (Tableau 49, Figure 43).

Tableau 49: Effets du RH-0345 sur le volume ovocytaire (mm³) des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$; n = 5).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	25,28±0,20	-	-	28,36±0,35	-	-
5	25,77±1,10	24,69±3,70	0,24NS	28,85±0,67	27,80±2,05	0,11NS
10	26,38±0,15	15,45±1,99	0,001***	31,28±0,6	19,24±2,92	0,002**
15	30,68±0,80	11,22±1,12	0,000***	35,67±1,91	18,87±1,38	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif (P>0,05) ; *très significatif (P<0,05) ; ** hautement significatif (P<0,01) ; *** très hautement significatif (P<0,001).

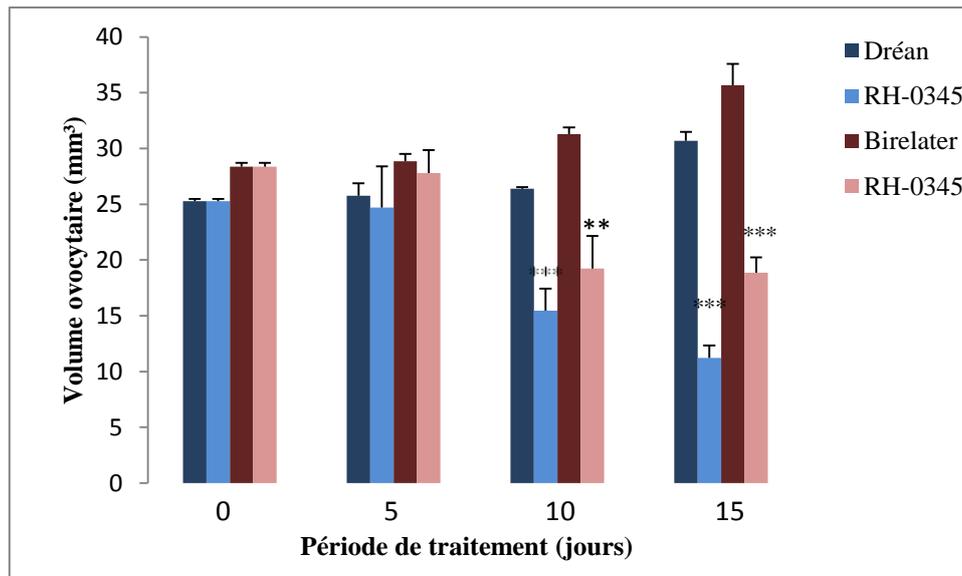


Figure 43: Evolution du volume ovocytaire (mm^3) des femelles témoins et traitées au (RH-0345) de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).

3.6.5. Effets du RH-0345 sur l'indice gonadique chez les femelles de *S. morsitans*

Le RH-0345 affecte l'indice gonadique de façon hautement significative au 10^{ème} jour de traitement ($p=0,007$) et très hautement au 15^{ème} jour ($p=0,001$) pour la station de Dréan par rapport aux témoins.

En revanche, pour la station de Bir-elater l'halofénozide inhibe de façon très significative l'indice gonadique seulement au 15^{ème} jour de traitement comparativement aux témoins (Tableau 50 ; Figure 44).

Tableau 50: Effets du RH-0345 sur l'indice gonadique des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau de Dréan et Bir-elater.

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	3,28±0,20	-	-	3,36±0,35	-	-
5	3,08±0,08	2,88±0,59	0,31NS	3,28 ±0,09	3,23±0,13	0,17NS
10	3,65±0,31	2,08±0,37	0,007**	3,81±0,10	3,42±0,30	0,08NS
15	3,70±0,02	1,53±0,42	0,001***	3,98±0,01	3,38±0,45	0,02*

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

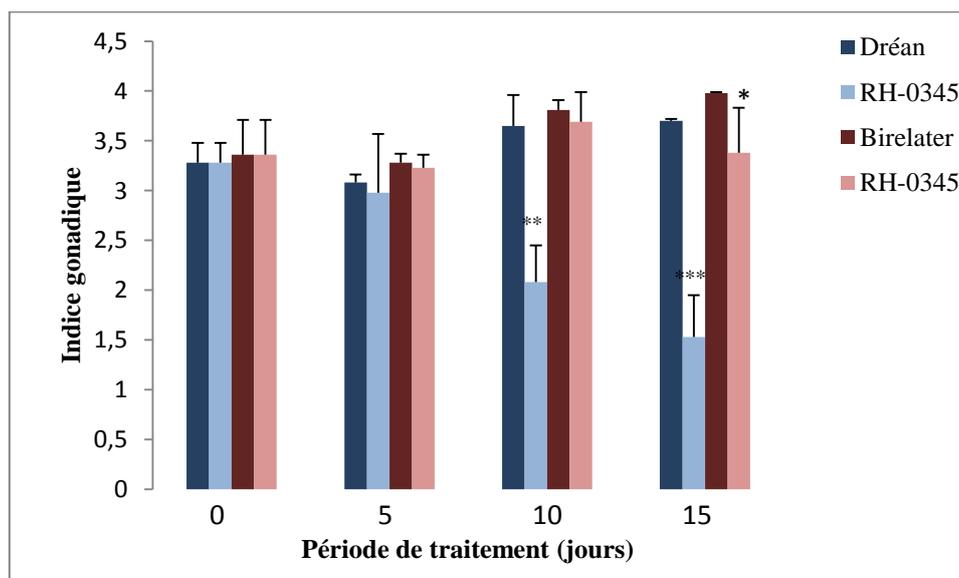


Figure 44: Evolution de l'indice gonadique des femelles témoins et traitées (RH-0345) de *S. morsitans* ($m \pm s$; $n = 5$) récoltées au niveau des stations de référence (Dréan, Bir-elater).

3.7. Effets du RH-0345 (Halofénoside) sur les métabolites ovariens de *S. morsitans* récoltée au niveau des deux sites d'étude (Annaba et Tébessa).

3.7.1. Évaluation des concentrations ovariennes en protéines chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au niveau des deux sites d'étude

Chez les femelles témoins récoltées au niveau des deux stations, les concentrations en protéines présentent des fluctuations variant de $29,07 \pm 0,89$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à $34,70 \pm 0,29$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au niveau de la station de Dréan et de $28,61 \pm 1,98$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à $34,23 \pm 1,25$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire pour la station de Bir-elater. (Tableau 51 ; Figure 45).

Chez les femelles traitées au RH-0345, les concentrations ovariennes en protéines ne diminuent qu'à partir du 10^{ème} jour atteignant la valeur de $24,19 \pm 0,46$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire et de $32,47 \pm 1,95$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire et ce pour la station de Dréan et de Bir-elater respectivement où la différence est hautement significative ($p=0,002$) par rapport aux témoins (Tableau 51; Figure 45).

Au 15^{ème} jour de traitement la différence est très hautement significative que pour la station de Dréan avec ($p=0,000$) par rapport aux témoins et hautement significative au niveau de la station de Bir-elater ($p=0,002$) (Tableau 51; Figure 45).

Tableau 51: Évaluation des concentrations ovariennes en protéines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	$29,07 \pm 0,89$	-	-	$28,61 \pm 0,98$	-	-
5	$29,67 \pm 1,26$	$27,67 \pm 0,55$	0,06NS	$30,56 \pm 0,67$	$29,08 \pm 0,84$	0,07NS
10	$31,13 \pm 1,59$	$24,19 \pm 0,46$	0,002**	$32,47 \pm 1,95$	$25,31 \pm 0,82$	0,002**
15	$34,70 \pm 0,29$	$20,95 \pm 1,10$	0,000***	$34,23 \pm 1,25$	$29,19 \pm 0,17$	0,002**

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

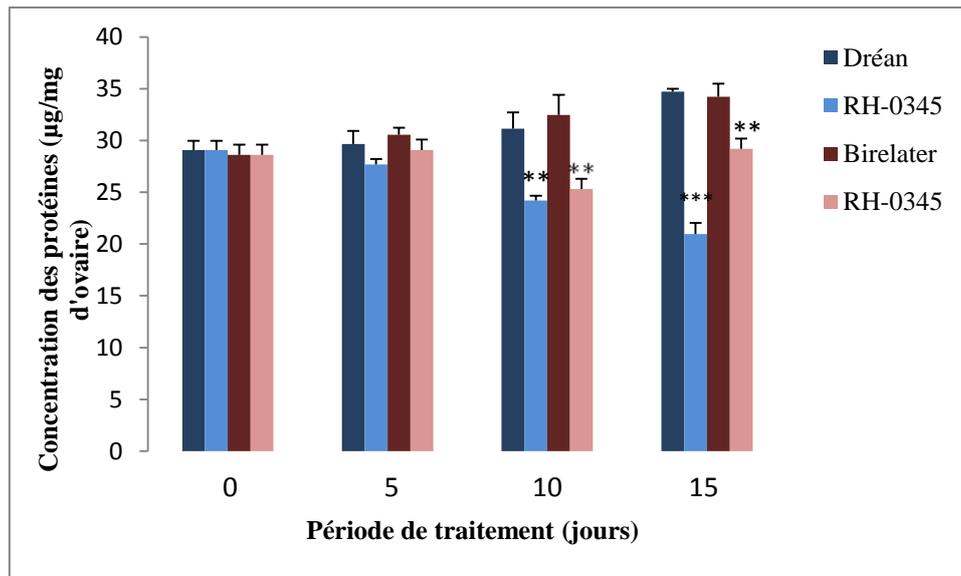


Figure 45: Effets du RH-0345 sur les concentrations ovariennes en protéines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de *S. morsitans* (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au printemps ($m \pm s$, $n=5$).

3.7.2. Évaluation des concentrations ovariennes en glucides chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au niveau des deux sites d'études

Chez les femelles témoins collectées au niveau de la station de Dréan et de Birelater; des fluctuations significatives des concentrations ovariennes en glucides sont observées durant l'expérimentation variant de $34,12 \pm 1,89 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à 0 jours à $34,66 \pm 0,35 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 15^{ème} jour pour Dréan et de $36,61 \pm 0,78 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à 0 jours à $36,60 \pm 0,36 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 15^{ème} jour et ce au niveau de la station de Birelater (Tableau 52).

Chez les femelles traitées, une baisse significative des concentrations ovariennes en glucides est décelée dès le 5^{ème} jour après l'intoxication au RH-0345 allant de $28,98 \pm 0,89 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 5^{ème} jour jusqu'à $19,72 \pm 0,81 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 15^{ème} jour et de $29,95 \pm 0,25 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à $21,13 \pm 1,14 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire de Dréan et Birelater respectivement.

L'analyse de la variance affichent des concentrations ovariennes en glucides des femelles traitées de Dréan et de Birelater exposées au RH-0345 significativement réduites en comparaison avec celle non exposées au xénobiotique et cela, dès le 5^{ème} jour de traitement (Tableau 52; Figure 46).

Tableau 52: Évaluation des concentrations ovariennes en glucides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	34,12 \pm 1,89	-	-	36,61 \pm 0,78	-	-
5	31,39 \pm 1,03	28,98 \pm 0,89	0,038*	32,54 \pm 1,17	29,95 \pm 0,25	0,020*
10	35,11 \pm 1,03	21,68 \pm 1,49	0,000***	37,12 \pm 0,95	26,06 \pm 1,06	0,000***
15	34,66 \pm 0,35	19,72 \pm 0,81	0,000***	36,60 \pm 0,36	21,13 \pm 1,14	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

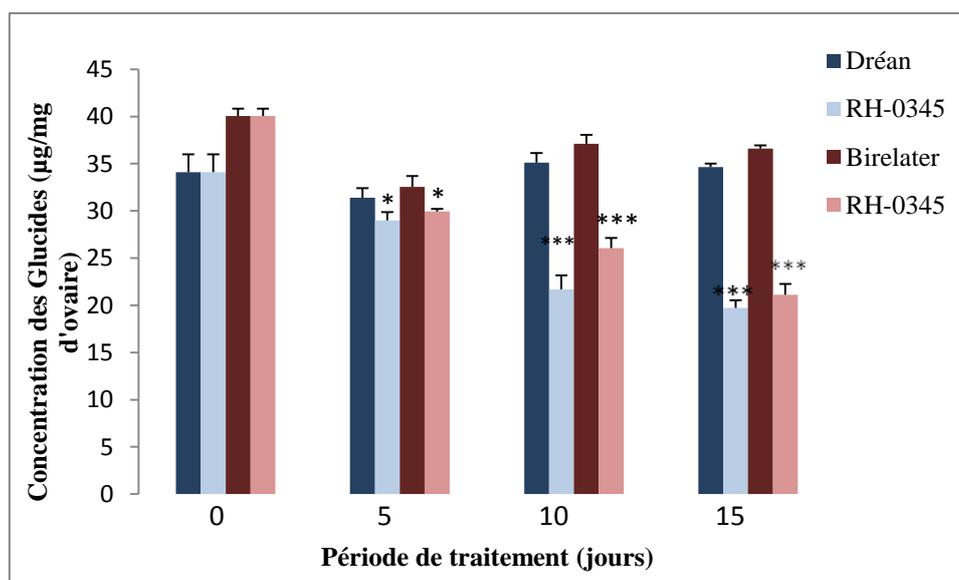


Figure 46: Effets du RH-0345 sur les concentrations ovariennes en Glucides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de *S. morsitans* (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n= 5$).

3.7.3. Évaluation des concentrations ovariennes des lipides chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au niveau des deux sites d'étude

Chez les femelles témoins, les concentrations en lipides évoluent progressivement durant toute la période du traitement variant de $36,06 \pm 1,35 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à $40,25 \pm 0,18$

$\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à Dréan et de $36,63 \pm 1,59 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à $42,32 \pm 0,85 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire à Bir-elater (Tableau 53 ; Figure 47).

Chez les femelles traitées au RH-0345, les concentrations lipidiques diminuent à partir du 5^{ème} jour atteignant la valeur de $22,44 \pm 0,38 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 10^{ème}, et la valeur de $21,40 \pm 1,37 \mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 15^{ème} jour.

D'après l'analyse de la variance des différences très hautement significatives ($p=0,000$) des concentrations en lipides sont observées entre les témoins et les différents traités dès le 5^{ème} jour d'intoxication (Tableau 53; Figure 47).

Tableau 53: Évaluation des concentrations ovariennes des lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	$36,06 \pm 1,35$	-	-	$36,63 \pm 1,59$	-	-
5	$37,30 \pm 0,50$	$26,39 \pm 1,21$	0,000***	$37,93 \pm 0,11$	$25,51 \pm 1,14$	0,000***
10	$38,09 \pm 0,43$	$22,44 \pm 0,38$	0,000***	$39,21 \pm 0,59$	$23,30 \pm 0,89$	0,000***
15	$40,25 \pm 0,18$	$21,40 \pm 1,37$	0,000***	$42,32 \pm 0,85$	$20,59 \pm 0,78$	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

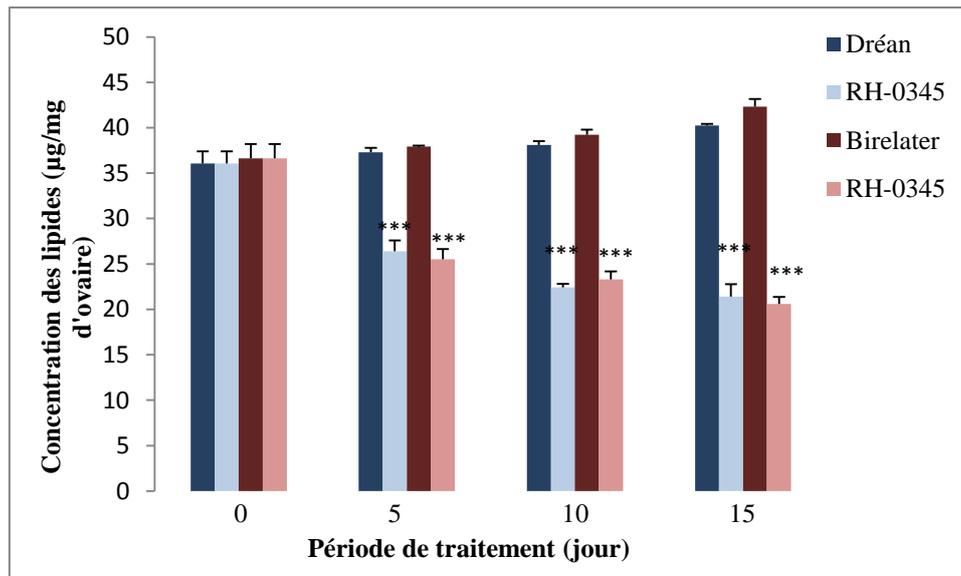


Figure 47: Effets du RH-0345 sur les concentrations ovariennes des lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de *S. morsitans* (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n=5$).

3.8. Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellogénines et des vitellines chez les femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées au niveau de la station de (Dréan et Bir-elater).

3.8.1. Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellogénines en $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe chez les femelles témoins et traitées au niveau des deux sites d'étude Dréan et Bir-elater

Chez les femelles témoins, les concentrations des vitellogénines évoluent progressivement durant toute la période du traitement au niveau des deux stations de Dréan et de Bir-elater variant de $56,69 \pm 1,77$ à $61,02 \pm 0,72$ $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe des femelles de Dréan et de $63,33 \pm 1,15$ à $66,06 \pm 0,18$ $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe des femelles de Bir-elater, (Tableau 54; Figure 48).

D'après l'analyse de la variance, les femelles traitées au RH-0345, les concentrations des vitellogénines diminuent à partir du 5^{ème} jour atteignant la valeur de $51,55 \pm 0,77$ $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe au 10^{ème} pour les traitées de Dréan et de $58,29 \pm 1,46$ $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe pour les traitées de Bir-elater, et la valeur de $49,31 \pm 1,03$ $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe et de $52,96 \pm 1,42$ $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe au 15^{ème} jour pour les femelles traitées des deux stations d'études. Des différences hautement significatives ($p=0,000$) des concentrations des vitellogénines au 10^{ème} jour pour les témoins de la station de Bir-elater et très hautement significatives au 15^{ème} jour sont observées entre les témoins et les différents traitées de la station de Dréan et Bir-elater (Tableau 54; Figure 48).

Tableau 54: Évaluation du taux de vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au niveau des deux sites d'étude Annaba (humide) et Tébessa (semi-aride) ($m \pm s$, $n=5$).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	56,69 \pm 1,77	-	-	63,33 \pm 1,15	-	-
5	57,55 \pm 1,02	53,36 \pm 1,09	0,008**	64,17 \pm 1,88	60,93 \pm 0,58	0,020*
10	58,86 \pm 0,18	51,55 \pm 0,77	0,000***	64,83 \pm 0,35	58,29 \pm 1,46	0,002**
15	61,02 \pm 0,72	49,31 \pm 1,03	0,000***	66,06 \pm 0,18	52,96 \pm 1,42	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

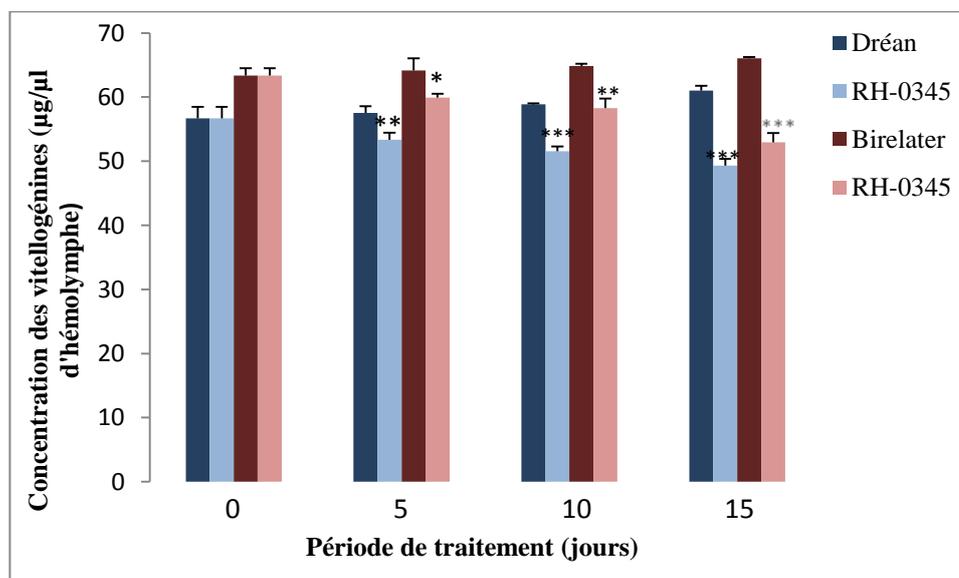


Figure 48: Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellogénines ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$ d'hémolymphe) chez les femelles de *S. morsitans* (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux stations d'étude ($m \pm s$, $n=5$).

3.8.2. Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au niveau des deux stations d'étude Dréan et Bir-elater

Chez les femelles témoins, les concentrations des vitellines évoluent progressivement durant toute la période du traitement au niveau des deux stations d'étude variant de $45,70 \pm 0,59$ à $48,24 \pm 1,08$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire des femelles de Dréan et de $52,61 \pm 0,78$ à $31,62 \pm 1,47$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire des femelles de Bir-elater, (Tableau 55; Figure 49).

Chez les femelles traitées au RH-0345, les concentrations des vitellines diminuent à partir du 5^{ème} jour atteignant la valeur de $36,07 \pm 1,29$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire pour les témoins de Dréan et de $37,00 \pm 1,00$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire pour les traitées de Bir-elater, et la valeur de $32,42 \pm 1,82$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire et de $31,62 \pm 1,47$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire au 15^{ème} jour pour les femelles traitées des deux stations d'étude.

L'analyse de la variance affichent des différences très hautement significatives ($p=0,000$) du 5^{ème} jour au 15^{ème} jour entre les témoins et les différents traitées de Dréan et de Bir-elater (Tableau 55; Figure 49).

Tableau 55: Évaluation des concentrations ovariennes des vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles témoins et traitées au RH-0345 de *S. morsitans* récoltées au printemps chez les témoins de Dréan et Bir-elater ($m \pm s$, $n=5$).

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	$45,70 \pm 0,59$	-	-	$52,61 \pm 0,78$	-	-
5	$45,40 \pm 0,23$	$36,07 \pm 0,07$	$0,000^{***}$	$52,13 \pm 0,15$	$37,00 \pm 1,00$	$0,000^{***}$
10	$46,83 \pm 0,56$	$36,31 \pm 1,23$	$0,000^{***}$	$53,27 \pm 0,37$	$35,98 \pm 1,03$	$0,000^{***}$
15	$48,24 \pm 1,08$	$32,42 \pm 1,82$	$0,000^{***}$	$55,91 \pm 0,87$	$31,62 \pm 1,47$	$0,000^{***}$

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P > 0,05$) ; *très significatif ($P < 0,05$) ; ** hautement significatif ($P < 0,01$) ; *** très hautement significatif ($P < 0,001$).

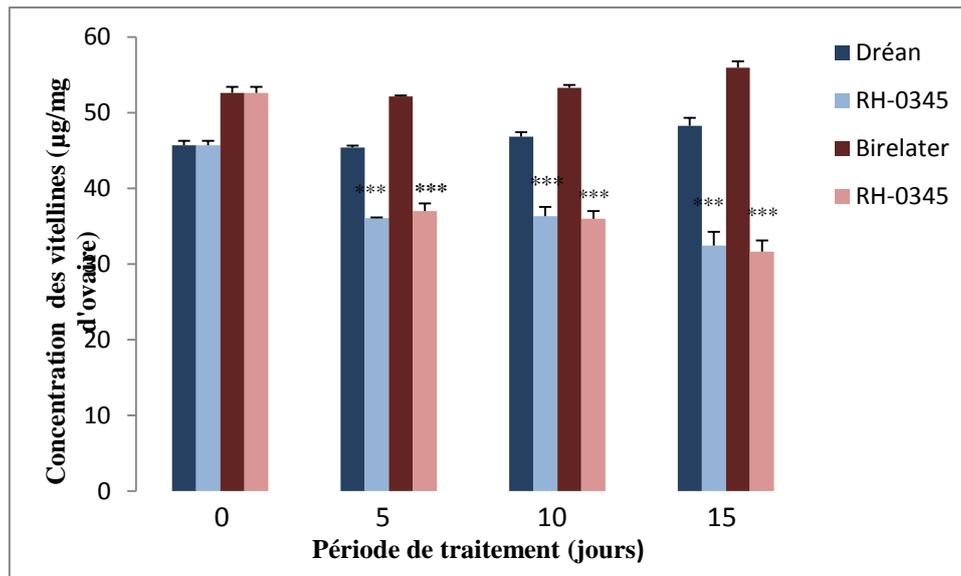


Figure 49: Effets du RH-0345 sur les concentrations des vitellines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ d'ovaire) chez les femelles de *S. morsitans* (Chilopoda, Myriapoda) récoltées au niveau des deux sites d'étude ($m \pm s$, $n=5$).

3.9. Effets du RH-0345 sur l'activité des biomarqueurs

3.9.1. Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de l'AChE chez les femelles de *S. morsitans*

Au cours de l'expérimentation, l'activité spécifique de l'AChE chez les femelles de la station de Dréan et Bir-elater augmente progressivement chez les témoins de 0 jour allant de $0,157 \pm 0,005$ nM/mn/mg de protéines à $0,180 \pm 0,002$ nM/mn/mg de protéines au 15^{ème} jour et de $0,160 \pm 0,004$ nM/mn/mg de protéines à $0,190 \pm 0,004$ nM/mn/mg de protéines de la station de Bir-elater.

Néanmoins, chez les femelles traitées de Dréan et de Bir-elater, l'analyse de la variance de l'activité enzymatique de l'AChE montre, qu'après injection de l'analogue de l'hormone de mue (RH-0345), il entraîne une inhibition très hautement significative ($p=0,000$) de l'activité de l'AChE à partir du 5^{ème} jour jusqu'au 15^{ème} jour par rapport aux témoins représentés par les individus récoltés à Annaba (Dréan) et chez ceux qui sont récoltés au niveau de la station de référence de Tébessa (Bir-elater). (Tableau 56 ; Figure 50).

Tableau 56: Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) des femelles de *S. morsitans*, chez les témoins de Dréan et de Bir-elater.

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins (Bir-elater)	RH-0345	P
0	0,157± 0,005	-	-	0,160± 0,004	-	-
5	0,148± 0,001	0,060±0,002	0,000***	0,151± 0,001	0,065±0,005	0,000***
10	0,156±0,003	0,057±0,002	0,000***	0,160±0,003	0,059±0,005	0,000***
15	0,180 ± 0,002	0,043±0,004	0,000***	0,190±0,004	0,043±0,006	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif (P>0,05) ; *très significatif (P<0,05) ; ** hautement significatif (P<0,01) ; *** très hautement significatif (P<0,001).

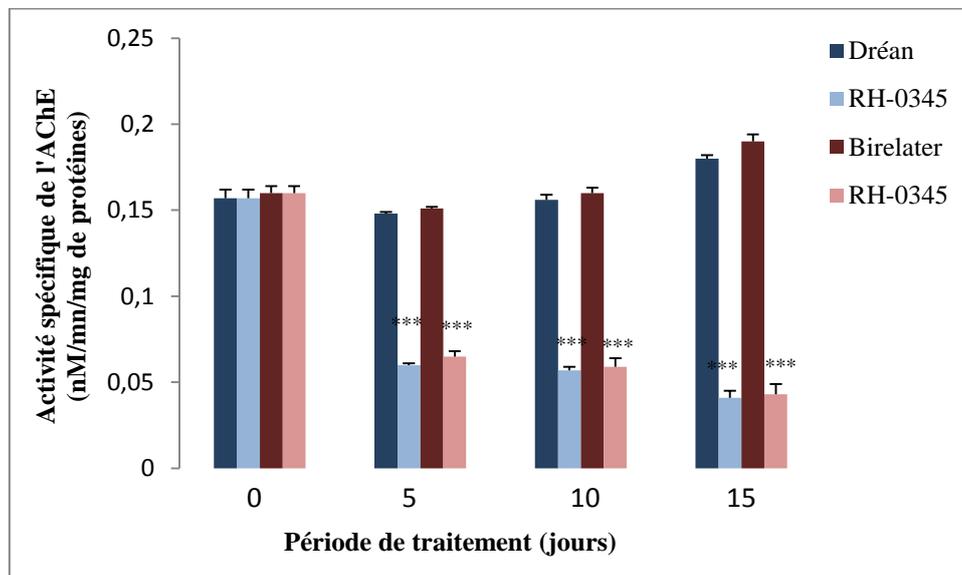


Figure 50 : Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (nM/mn/mg de protéines) chez les femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées dans les deux sites d'étude (m±s; n=5).

3.9.2. Effets du RH-0345 sur l'activité de la GST chez les femelles de *S. morsitans*

Les résultats montrent que le traitement avec l'halofénozide (RH-0345) entraîne une induction hautement significative de l'activité de la glutathion-S-transférase à partir du 5^{ème} jour chez les traitées de Dréan ; cependant, au 10^{ème} jour de traitement celle-ci est très hautement significative chez les traitées des deux stations de références.

En revanche, cette induction est aussi très hautement significative chez les individus récoltés à Dréan atteignant à 15 jour de traitement une valeur de $0,129 \pm 0,006$ $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines et de $0,137 \pm 0,003$ $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines pour les traitées de Bir-elater (Tableau 57 ; Figure 51).

L'analyse de la variance montre une induction très hautement significative ($p=0,000$) à partir du 10^{ème} jour jusqu'au 15^{ème} jour de traitement par rapport aux témoins de Dréan et de Bir-elater.

Tableau 57: Effets du RH-0345 sur l'activité la glutathion S-transférase des femelles de *S. morsitans*, récoltées au niveau de la station de Dréan et Bir-elater.

Séries Temps (j)	Témoins (Dréan)	RH-0345	P	Témoins Bir-elater	RH-0345	P
0	0,043± 0,001	-	-	0,045± 0,001	-	-
5	0,055± 0,002	0,107±0,01	0,002**	0,068± 0,002	0,095±0,003	0,000***
10	0,056±0,003	0,101±0,004	0,000***	0,070±0,002	0,122±0,002	0,000***
15	0,059±0,002	0,129±0,006	0,000***	0,073±0,001	0,137±0,003	0,000***

P : seuil de signification ; NS : non significatif ($P>0,05$) ; *très significatif ($P<0,05$) ; ** hautement significatif ($P<0,01$) ; *** très hautement significatif ($P<0,001$).

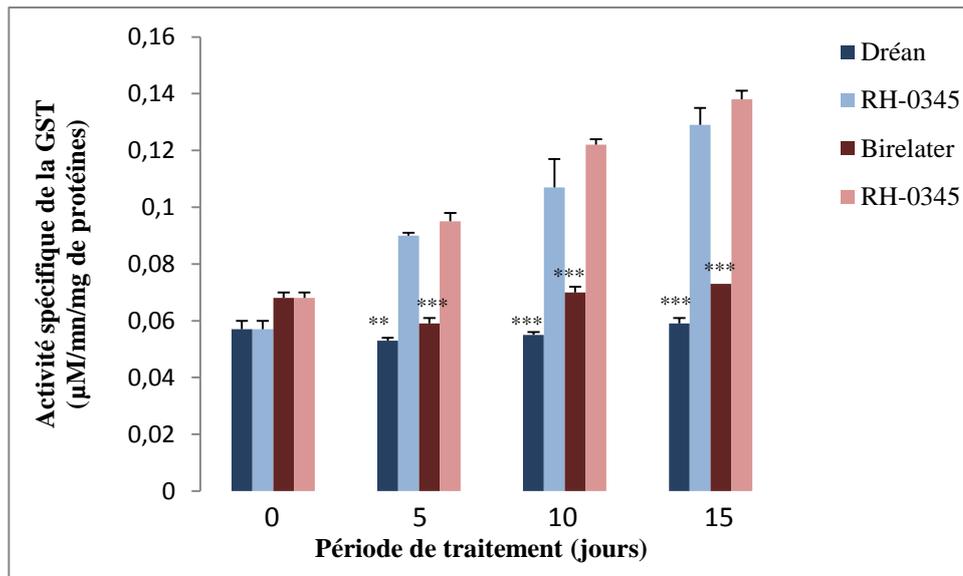


Figure 51 : Effets du RH-0345 sur l'activité spécifique de la glutathion-S-transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) chez les femelles de *Scolopendra morsitans* récoltées dans les deux sites d'étude ($m \pm s$; $n=5$).

3.10. Etude histologique

3.10.1. Etude histologique de l'ovaire de la femelle de *S. morsitans* récoltée à partir du site de référence (Bouhadjar) durant la saison de reproduction printanière

L'ovaire de *S. morsitans* présente des variétés de cellules germinales où le développement est visiblement asynchrone par la présence des différents stades de la vitellogenèse, débutant par de petits ovocytes en préméiose, des ovocytes en prévitellogenèse (en pleine activité) se préparant à la vitellogenèse où les ovocytes commencent à individualiser de petits globules vitellins peu abondants et qui deviendront plus abondants et plus denses au cours de la maturation où l'ovocyte apparaît de grande taille et bien distingué (figure). Ce dernier est enveloppé par un épithélium folliculaire épais et bien distinct du chorion (figure).

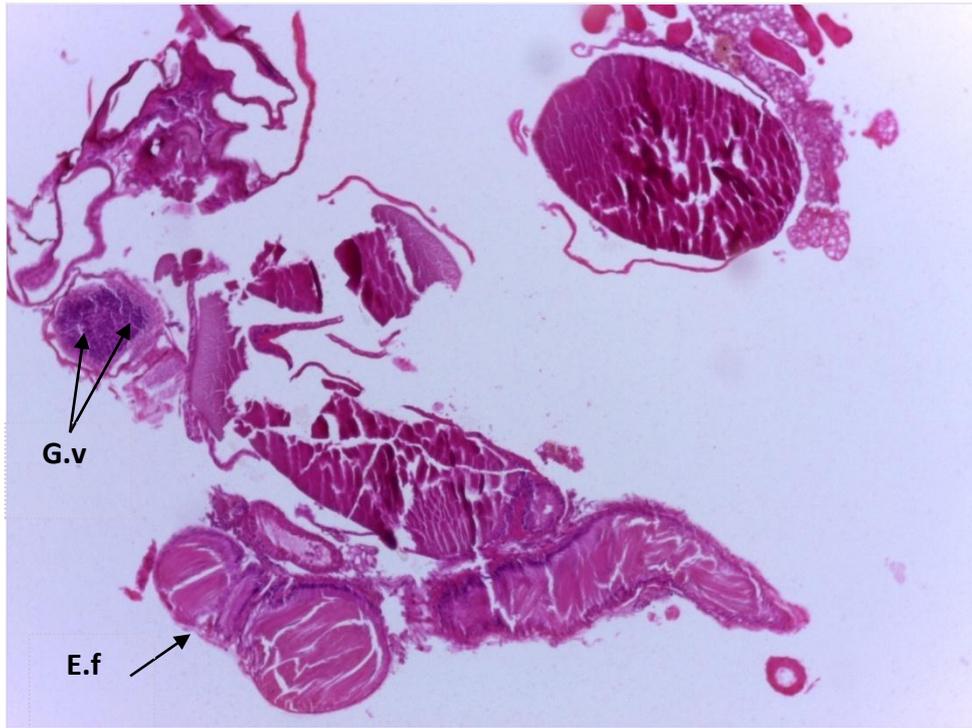


Figure 52: Coupe histologique de l'ovaire de *S. morsitans* provenant du site de Bouhadjar (site sain) montrant un ovocyte mature (X60).

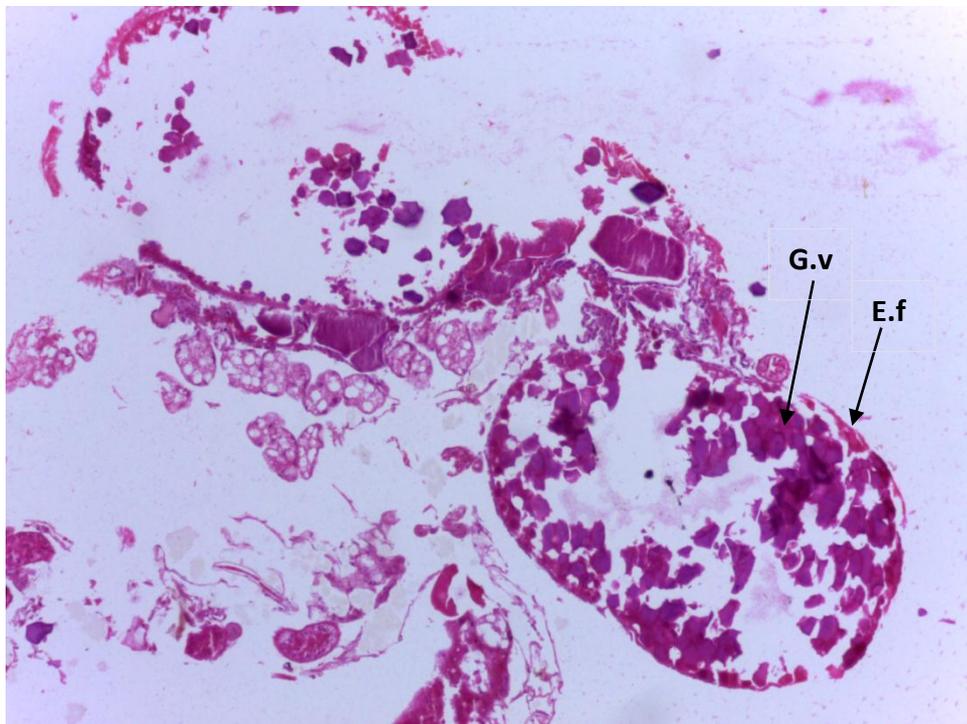


Figure 53: Coupe histologique de l'ovaire de *S. morsitans* provenant du site de Sidi Amar (site pollué) montrant un ovocyte mature (X150).

Abréviations : Gv : globules vitellins ; e.f : épithélium folliculaire.

3.10.2. Mensurations de l'ovocyte mature à partir des coupes histologiques

Tableau 58 : variations des paramètres morphométriques des ovocytes matures de *S. morsitans*.

Paramètre Site	Longueur (µm)	Largeur (µm)	Volume ovocyttaire (mm ³)	Epaisseur de l'épithélium folliculaire (µm)
Bouhadjar	385,33±9,29	229,67±9,02	8,20±1,39	22,6±0,13
Sidi Amar	211,33±7,77	131,67±3,06	2,76±1,02	8,09±1,18
P	0,000	0,000	0,000	0,000

3.10.3. Mensurations de la longueur et de la largeur ovocyttaire (µm) chez *S. morsitans*

Les individus récoltés au niveau de Bouhadjar présentent une longueur maximale de l'ordre de 385.33±9.29 µm. Par contre, les individus récoltés du site de Sidi Amar présentent une longueur minimale nettement inférieure de l'ordre de 211,33±7,77 µm. En revanche, les résultats des mensurations de la largeur des ovocytes (µm) affichent des valeurs nettement supérieures au niveau du site de Bouhadjar atteignant 229,67±9,02 µm contre 131,67 ±3,06µm au niveau du site pollué (Sidi Amar).

Par ailleurs, la comparaison des moyennes entre les deux sites révèle une différence très hautement significative (p=0,000) à la fois pour la longueur que pour la largeur (p=0,000) (Tableau 58, Figure 52).

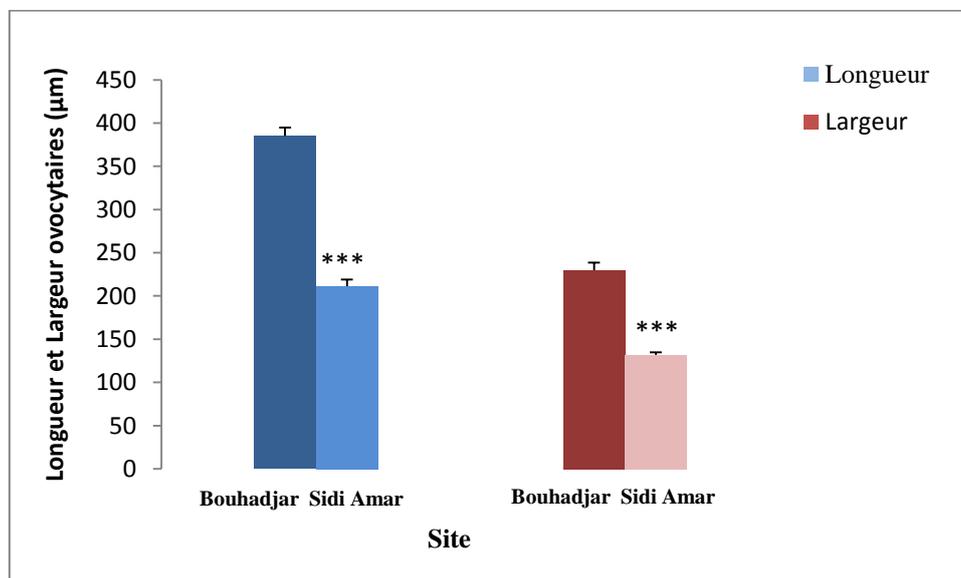


Figure 54 : Evaluation de la longueur et la largeur des ovocytes (µm) de *S. morsitans* récoltée pendant la période de reproduction printanière au niveau des deux sites d'étude.

3.10.4. Evaluation du volume ovocytaire (μm) chez *S. morsitans*

Les échantillons biologiques provenant du site de Bouhadjar (site sain) présentent un volume ovocytaire remarquable de l'ordre de $8,00 \pm 1,39 \text{ mm}^3$, par contre celui provenant de Sidi Amar affiche un volume ovocytaire considérablement inférieur de l'ordre de $2,76 \pm 1,02 \text{ mm}^3$.

La comparaison des moyennes entre les deux sites présente des différences très hautement significatives ($p=0,000$) (Tableau 58, figure 53).

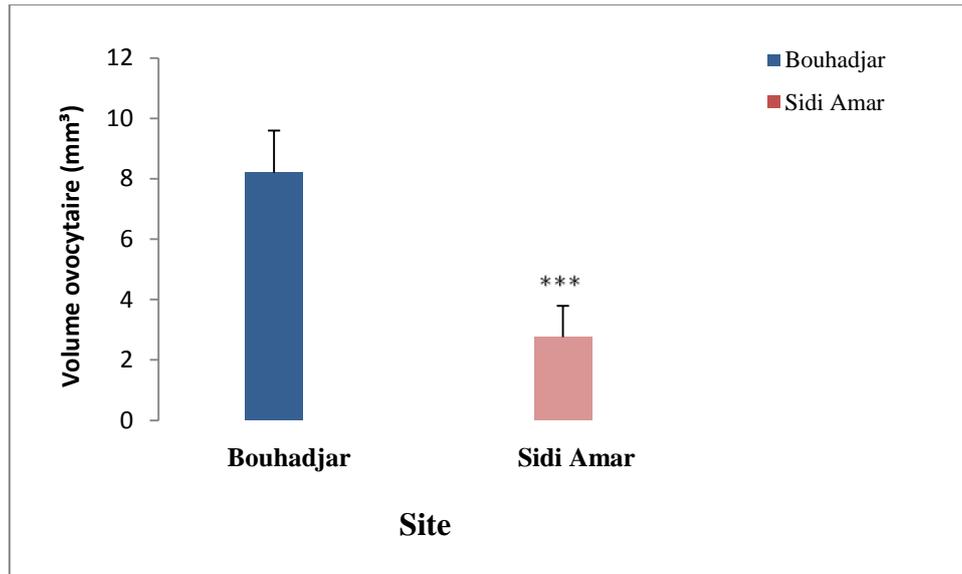


Figure 55: Evaluation du volume ovocytaire (mm^3) des ovocytes matures des femelles de *S. morsitans* durant la saison de reproduction printanière.

3.10.5. Evaluation de l'épaisseur de l'épithélium folliculaire (μm) de l'ovocyte mature chez *S. morsitans*.

Les résultats des mensurations de l'épaisseur de l'épithélium folliculaire affichent des valeurs maximales de l'ordre de $22,6 \pm 0,13 \mu\text{m}$ chez les individus récoltés à partir du site de Bouhadjar ; par contre, celles de celui des ovocytes matures des femelles récoltées au niveau du site de Sidi Amar montre des épaisseurs nettement inférieures atteignant seulement $8,09 \pm 1,18 \mu\text{m}$ où l'épithélium se présente considérablement fin (Tableau 58, figure 54).

La comparaison des moyennes entre les deux sites révèle des différences très hautement significatives ($p=0,000$).

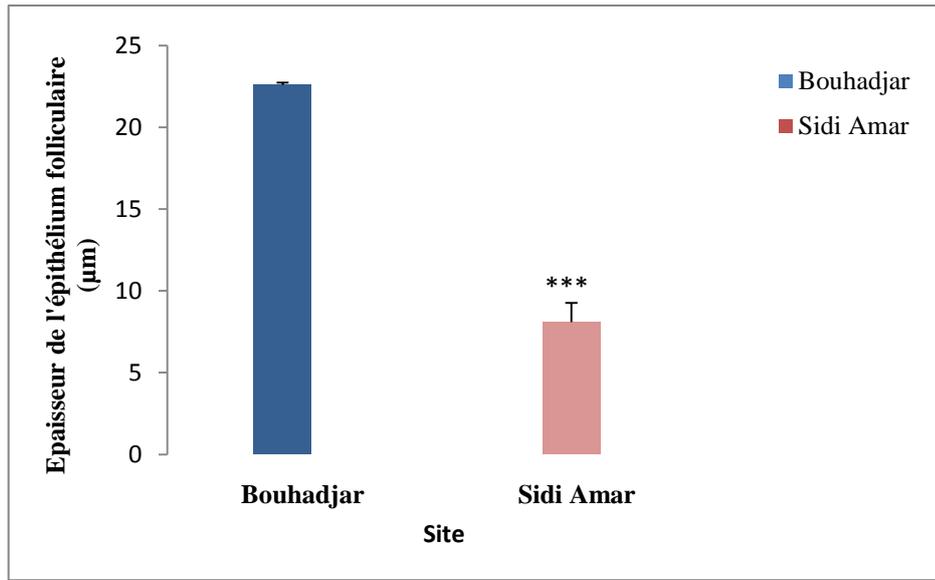


Figure 56 : Evaluation de l'épaisseur de l'épithélium folliculaire (μm) de l'ovocyte mature chez *S. morsitans* durant la saison de reproduction printanière.

DISCUSSION

4. Discussion

4.1. Paramètres physico-chimiques des sols

Les résultats de l'analyse chimique des sols des quatre stations montrent, qu'il n'y a pas des différences entre ces derniers. Cependant, en matière de pH, les deux stations choisies d'Annaba se caractérisent par un pH neutre alors que les deux stations de Tébessa se caractérisent par un pH alcalin. En revanche, l'analyse granulométrique montre que la texture de l'ensemble des trois stations de Dréan, Sidi Amar et Bir-elater est argileuse suite à la dominance de l'élément fin (argile) qui représente plus de 50% dans les trois stations. Par ailleurs, la structure de la station d'Elma-elabiod a une prédominance sableuse. Une partie de ces résultats a été confirmée par les études pédologiques réalisées par Daas *et al.*, (1995) dans la zone d'Annaba et une autre partie de ces résultats a été confirmée par les travaux de Houd (2013) et Soucha (2016) concernant les études pédologiques au niveau du site de Nechmaya.

4.2. Biodiversité des Myriapodes

La conservation de la biodiversité et l'utilisation durable des ressources biologiques sont essentielles pour parvenir au développement durable. Le maintien d'une grande biodiversité dans l'environnement doit être un objectif primordial pour la production des activités (Caoduro *et al.*, 2014). Cependant, les activités humaines intensives ont provoqué une perte massive de biodiversité (Caoduro *et al.*, 2014). Concernant la biodiversité des invertébrés des sols et du milieu aquatique diminue très rapidement lorsque les conditions du sol, de l'eau et de l'air sont altérées par différentes causes telles que la pollution métallique, les pesticides organiques, les mauvaises pratiques des terres (Caoduro *et al.*, 2014). Plusieurs études ont mis en évidence la nécessité de la conservation de la biodiversité de différentes espèces à l'échelle mondiale (Herbert, 1998 ; Killeen et Seddon, 2004 ; Budha, 2005 ; Solymos et Feher, 2005). En outre, l'accélération de la baisse et des pertes de biodiversité ont diminué la capacité de nombreux écosystèmes à fournir des services, et ont eu de profondes répercussions négatives sur les possibilités de développement durable autour de la planète.

Au total, 2732 Myriapodes ont été piégés au cours de cette étude dont 718 Diplopodes et 2014 Chilopodes. Il est difficile de comparer nos résultats avec ceux obtenus par d'autres auteurs dans des régions et des biotopes différents en raison des disparités liées au climat local, à la nature du sol, à la durée et à la fréquence des prélèvements ainsi qu'aux méthodes de récolte utilisées (Hamra-Kroua et Cancela Da Fonseca, 2009). Nous citerons, à titre d'exemple, les valeurs enregistrées par Daas *et al.*, (1995) dans la région d'Annaba où 685 et 340 Myriapodes ont été respectivement piégés durant une année au niveau d'une forêt d'eucalyptus et d'une steppe de type méditerranéen avec une méthode de piégeage dite « Pitfall trap » et un effectif de 2040 Myriapodes ont été piégés au cours d'une étude réalisée par Houd (2013) dont 411 Diplopodes et 1629 Chilopodes, une autre étude réalisée par Soucha (2016) dont l'effectif est de 2107 Myriapodes ; alors que 809 spécimens de Géophiles récoltés sur une période de 16 ans (1991 à 2007) en Pologne (Leśniewska *et al.*, 2009).

L'observation des caractères morpho-anatomiques des Chilopodes et la microdissection des gonopodes mâles des Diplopodes, nous a permis la reconnaissance de 10 espèces de Myriapodes rattachées à 10 genres : *Lithobius forficatus* (Linnaeus, 1758) ; *Eupolybothrus nudicornis* (Gervais, 1837) ; *Scolopendra morsitans* (Newport, 1844) ; *Cryptops hortensis* (Donovan, 1810) ; *Orya barbarica* (Latreille, 1829) ; *Geophilus ferrugineus* (Koch, 1835) ; *Scutigera coleoptrata* (Linnaeus, 1758) ; *Omatoiulus malleatus* (Akkari, 2007) ; *Glomeris marginata*. (Villers, 1789) ; et *Brachydesmus proximus* (Latzel, 1889).

Par ailleurs, l'augmentation de la masse totale de la végétation engendre une augmentation du nombre d'espèces d'invertébrés présents (Odum, 1971 ; Bormann et Linkens, 1979 ; Wardle, 2002). Dans les forêts, les invertébrés saprophages sont souvent dominants tandis que les phytophages et les prédateurs jouent un rôle moins important dans le fonctionnement de cet écosystème en comparaison avec le saprophage (Dajoz, 1998) ; ainsi, l'absence de litière diminue la diversité des organismes du sol notamment de la faune épigée (Lavelle *et al.*, 2006). Di Castri et Astidillo (1966) notent que les sols dénudés présentent une densité et une diversité faibles dues au déficit en ressources trophiques. En général, les Diplopodes fuient les champs et restent cantonnés dans les habitats particuliers ou dans des zones de réparation limitée (Demange, 1981). Selon David *et al.*, (1998), les Diplopodes colonisent les biotopes fermés, humides, et frais, alors que les Chilopodes sont adaptés aux milieux chauds et secs (Cloudsley-Thompson et Crawford, 1970). Ces raisons expliquent très vraisemblablement pourquoi nous avons récolté plus de Chilopodes que de Diplopodes où les stations d'échantillonnage correspondent à des milieux totalement ouverts avec une couverture végétale très peu dense ; donc les milieux d'échantillonnage offrent plus de chance aux Chilopodes qu'aux Diplopodes suite à une exposition directe au rayonnement solaire (Biotope ouvert) (Houd, 2013).

L'étude des fluctuations saisonnières des populations de Chilopodes et de Diplopodes indique que peu d'individus sont piégés pendant l'été chaud et sec et que le nombre d'individus piégés augmente en automne pour devenir maximal en hiver, période pluvieuse et relativement froide. Des résultats similaires ont été obtenus par Rouabah et Descamps (2001), lors d'une étude portant sur la biologie des Oligochètes dans le Constantinois (Est Algérien). Ces variations saisonnières dépendent probablement de l'action combinée de nombreux facteurs externes (température, humidité, photopériode, état de la litière) et de l'influence des facteurs internes intervenant dans le déroulement des grandes étapes du cycle biologique des espèces (mue, ponte, diapause hivernale, mortalité hivernale). L'instinct de couvée est très développé chez les Chilopodes, après la ponte (automne, printemps), les femelles s'abritent dans des cavités du sol afin de protéger leur ponte (Demange, 1981). Selon Cloudsley-Thompson et Crawford (1970), les Myriapodes évitent le froid de l'hiver en creusant plus profondément des galeries dans le sol.

Les propriétés physico-chimiques des sols ont des effets importants sur la faune. Dans notre étude, les saisons humides (printemps, automne et hiver) ont une biodiversité très riche par contre la saison de l'été et en vu des conditions défavorables, le nombre d'espèces se réduit (Sacchi, 1971 ; Boudchiche, 2007 ; Douafer et Soltani, 2014) ; les mollusques terrestres

présentent une teneur en eau de leurs tissus en relation directe avec la température et l'humidité du milieu ambiant (Bigot, 1965 ; Jeppesen et Nygard, 1976). Tous les pulmonés ont besoin d'eau et d'air humide (Ricou, 1964 ; Damerdji et Djedid, 2008). La majorité des limaces et des escargots n'est active que si l'humidité du milieu est suffisante (Jeppesen et Nygard, 1976; Bachelier, 1978; Charrier, 1981 ; Daguzan, 1982). La température et la photopériode jouent un rôle important dans la croissance et la reproduction des gastéropodes terrestres, en particulier chez *Helix aspersa* (Bailey, 1975 et 1981 ; Jess et Marks, 1998).

4.3. Biométrie ovocytaire

Nos récoltes effectuées durant la saison de reproduction (printanière) chez l'espèce de Myriapode *S. morsitans* montrent une perturbation de l'ovogénèse en provoquant une réduction du nombre des ovocytes, réduit également la taille de l'ovocyte (longueur, largeur et volume) ; et aussi la diminution de l'indice gonadique. Ces résultats justifient l'effet du stress environnemental sur l'ovogénèse et par ou sur la reproduction par le fait qu'il y a probablement soit un retard soit une inhibition du passage des matériaux de construction via l'hémolymphe ; toutefois, il a été observé que l'espèce *S. morsitans* est résistante aux mauvaises conditions environnementales. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés après l'application par injection du RH-0345 (halofenozide) et du RH-2485 (methoxyfenozide) à des adultes femelles de *E. nudicornis* (Daas-Maamcha, 2005). Nos résultats sont en accord avec les travaux de Bendjarbouh (2011) sur la même espèce, et les travaux de Grib et Guasmia (2008) après traitement par injection de l'acide borique à des femelles de *Blattella germanica* induisant ainsi un stress expérimental. Des perturbations de l'ovogénèse sont également observées chez *Blattella germanica* après application topique de divers groupes de pesticides comme un carbamate, le benfuracarbe, un néomicotinoïde, l'acétamipride et un analogue des ecdystéroïdes le RH-0345 (Maiza *et al.*, 2004), l'azadirachtine (Saci-Messiad, 2006) et le KK-42 (Amrani, 2007). Le RH-0345 réduit également la taille et le volume de l'ovocyte ainsi que le poids de l'ovaire chez un lépidoptère *Ephestia kuehniella* (Hami *et al.*, 2005); Amrani *et al.*, (2004), attestent que le RH-0345 perturbe le développement et la croissance ovarienne *in vivo* chez *T. molitor*.

Chez *Blattella orientalis*, l'application topique de l'azadirachtine a les mêmes effets morphométriques (Tine *et al.*, 2011). Des effets similaires sur la morphométrie ont été obtenus chez *Blattella germanica* avec un insecticide inorganique, l'acide borique, administré par voie orale (Kilani-Morakchi *et al.*, 2009b) mais aussi, par injection (Habes *et al.*, 2013). Un blocage de l'ovogénèse et une dégénérescence des cellules folliculaires ont été rapportés chez *Anopheles stephensi*, un diptère traité au neemAzal, une formulation commerciale d'extrait de neem (Lucantoni *et al.*, 2006).

4.4. Effet du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les métabolites ovariens

4.4.1. Effet du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les protéines ovariennes

Les protéines jouent un rôle fondamental dans l'organisme de toutes les espèces biologiques vivantes connues. Ces dernières entrent dans diverses réactions et peuvent assurer la catalyse biochimique, la régulation hormonale et s'intègrent dans la cellule en tant qu'élément structuraux en même temps que les glucides et les lipides (Jacob *et al.*, 2006).

L'évaluation des taux de protéines dans l'ovaire des femelles de *S. morsitans* récoltées dans les quatre stations d'étude montre que la station de Dréan et de Bir-elater semblent afficher des valeurs plus élevées par rapport au site de Sidi Amar et d'Elma-elabiod. Ceci est en accord avec les travaux de Houd (2013) où le taux de protéines est réduit chez les femelles au niveau du site d'Annaba par rapport au site d'El-Tarf et de Guelma, les travaux de Soucha (2016) montre aussi une baisse du taux de protéines chez les femelles dans le site de Sidi Amar en comparaison avec le site de Nechmaya et de Dréan, les travaux de Hamdani (2007) ont noté une baisse des taux de protéines chez l'espèce *Donax trunculus*, les travaux de Florence *et al.* (2002) désignent une diminution des taux de protéines au niveau des ouïes de l'huître et de la glande digestive de la moule *Mytilus galloprovincialis* après une exposition de 21 jours aux métaux. Il existe des multiples facteurs susceptibles d'influencer les proportions respectives des constituants biochimiques, les variations thermiques, la quantité de nourriture disponible (Ansell et Trevallion, 1967; Ansell, 1974; Caers *et al.*, 2000). D'autres facteurs comme le stade de développement, la mue, le sexe et l'âge peuvent aussi modifier les concentrations des métabolites chez les Chilopodes (Helbing 1985, 1989, Rajulu 1974 ; Xylander, 2009). La présence de métaux constitue un stress majeur susceptible de perturber les grandes fonctions physiologiques des animaux (Labrot *et al.*, 1996). Selon Nadji (2004), une réduction non significative des taux de protéines a été observée chez *Ruditapes decussatus* au niveau de la station d'Est du lac El Mellah par rapport à la station de Sidi Salem en rapport avec la contamination du milieu. En revanche, Peccini *et al.*, (1994) ; Masaya *et al.*, (2002) ont mis en évidence une augmentation significative du taux de protéines totales sous l'effet d'un stress chimique chez différents modèles biologiques (têtards, protistes ciliés, lapins). Plusieurs facteurs comme le stade de développement, la mue, le sexe et l'âge peuvent aussi modifier les concentrations des métabolites chez les Chilopodes (Helbing, 1985, 1989, Rajulu 1974 ; Xylander, 2009).

La pollution métallique peut aussi fortement affecter les populations animales, et en particulier les populations des macro-invertébrés (Brulle et Vandenbulck, 2009). Par exemple, pour les collemboles, une exposition métallique peut conduire à une altération des communautés (Pawert *et al.*, 1996) ; chez les coléoptères appartenant à la famille des carabidés, on observe un développement larvaire ralenti, une surmortalité des larves (Mozdzer *et al.*, 2003), une fécondité moindre (Lagisz *et al.*, 2002) et une sensibilité aux stress additionnels (Stone *et al.*, 2001). Chez les vers de terre qui sont parmi les organismes dont la

sensibilité aux métaux lourds est la plus exacerbée, il a été observé, par exemple, une diminution de la densité de population (Pizl et Josen, 1995) et des changements dans la structure des communautés (Lukkari *et al.*, 2004).

Il existe un autre facteur susceptible d'influencer les proportions des constituants biochimiques, c'est la quantité de nourriture disponible (Ansell et Trevallion, 1967 ; Ansell, 1974 ; Caers *et al.*, 2000). D'après Freits *et al.*, (2002) et dans le cas de *Mytilus galloprovincialis*, il existe des variations notables dans les proportions des différents constituants biochimiques pour la même espèce provenant de localités différentes.

Notre étude a montré que l'application du RH-0345 aux femelles adultes de *S. morsitans* réduit significativement les concentrations des protéines ovariennes à partir du 10^{ème} jour de traitement et ce pour les femelles traitées des deux stations de Dréan et Bir-elater.

Des expériences réalisées *in vivo* avec le même régulateur de croissance (RH-0345) et un autre mimétique (RH-5849) par application topique chez les femelles adultes de *Tenebrio molitor*, ont provoqué une altération quantitative et qualitative du contenu ovarien en protéines. Les travaux de Taibi *et al.*, (2003) montre une diminution des taux de protéines ovariennes de *Tenebrio molitor* traité avec le RH-0345. Des résultats acquis par Daas-Maamcha *et al.*, (2013) révèlent une réduction des taux en protéines hémolympatiques chez *E. nudicornis* après traitement des gonades mâles et femelles à la 20-hydroxyecdysone. D'autres résultats obtenus par Soltani-Mazouni et Bouteldja (2007) illustrent une diminution des taux en protéines chez *Tenebrio molitor* après traitement des femelles par le captopril. De même, des travaux ont déterminé après traitement des femelles par le méthoxyfénozide une réduction des taux de protéines ovariens d'*Ephestia kuehniella* (Soltani-Mazouni *et al.*, 2012). Nos résultats sont confirmés par les travaux élaborés sur *T. molitor* qui montre que le RH-0345 entraîne des perturbations physiologiques sur le développement et la reproduction (Soltani-Mazouni *et al.*, 2001) et l'effet de RH-5992 sur les femelles de *Plodia interpunctella* qui provoque une dégénérescence des gonades après deux jours seulement de traitement (Salem *et al.*, 1997) et d'autres travaux réalisés par Gaouaoui (2006), sur *E. kuehniella*, ont montré qu'une application topique du halofénozide (RH-0345) dès l'exuviation adulte, entraîne une perturbation de la composition biochimique des ovaires et du corps gras ; une diminution du taux des protéines du corps et de l'hémolymph a été constaté chez *Penaeus kerathurus*, après traitement au RH-0345 (Gheid, 2006). Des résultats similaires ont été constatés chez plusieurs espèces traitées aux RH-5849 et au RH-0345 dont *T. molitor*.

4.4.2. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les glucides ovariens.

Les glucides possèdent un rôle essentiel dans la détermination, le développement et la maturation ovocytaire (Sutton-Mc Dowal *et al.*, 2010). Ils forment un groupe de composés très important. Certains représentent une source d'énergie, soit immédiatement utilisable (tréhalose), soit source de réserves (glycogène), d'autres ont un rôle structural (chitine, acide

hyaluronique). En tant qu'élément énergétique, ils jouent un rôle essentiel dans la physiologie des insectes, leur taux dans les tissus est étroitement lié aux événements physiologiques tels que la mue et la reproduction (Wiens et Gilbert, 1986), ils peuvent être utilisés de façon immédiate comme le glucose soit sous forme de structure (cellulose, chitine et l'acide hyaluronique). Ils sont considérés comme les premiers nutriments organiques dégradés en réponse au stress (Clarke, 1975), les réserves glucidiques varient avec les étapes du développement, elles augmentent pendant la période de repos sexuel et augmentent pendant la période d'activité sexuelle et de croissance (Benomar *et al.*, 2006), elles varient également selon le niveau de pollution et de dégradation du milieu (Smolders *et al.*, 2004).

En examinant l'évolution du taux de glucides, on observe des variations dans les quatre stations d'étude, les stations de Dréan et de Bir-elater semblent afficher les quantités de glucides les plus élevées ceci est en accord avec les résultats de Houd (2013) et Amira (2007). La diminution des glucides dans la station de Sidi Amar est due à l'oxydation des glucides en présence des ions métalliques conduisant à la libération d'aldéhydes et du peroxyde d'hydrogène (Nzengue, 2008). En effet, les hydrates de carbone sont les sources primaires et immédiates de l'énergie, dans les conditions de stress, les réserves d'hydrates de carbone sont épuisées pour satisfaire les demandes énergétiques, ces résultats sont conformes avec ceux de El-Wakil et Radwan (1991) qui ont suggéré que l'épuisement du contenu de glycogène dans le tissu de l'escargot d'eau douce, *Bellamya dissimilis*, exposé à l'endosulfane, au parathion méthylique, des quinalphos (pesticides) serait la conséquence de l'utilisation directe du glycogène pour la génération d'énergie, cette demande est due à l'induction de l'hypoxie provoquée par les pesticides. Plusieurs hypothèses comme la baisse de réserves énergétiques due à un métabolisme élevé ou des changements structuraux et de perméabilités des membranes cellulaires pourraient expliquer cet effet de diminution (Moller *et al.*, 1994) ; des investigations sur les effets des polluants organiques sur le métabolisme énergétique ont été menées.

Ansell *et al.*, (1980) ont observés chez *Donax trunculus* une diminution des taux de glucides en période de reproduction et une augmentation en phase de repos sexuel. Une diminution des taux de glucides pendant l'émission de gamètes due à une consommation d'énergie est observée chez *Crassostrea gigas* (Rharbi, 2000) et *Ruditapes decussatus* (Kamara *et al.*, 2005).

Chez les femelles traitées à l'RH-0345, une baisse significative des concentrations ovariennes en glucides est décelée dès le 5^{ème} jour après l'intoxication au halofénozide. Nos résultats sont confirmés par les travaux de Aouadene (2003), Taibi (2007), Guarara (2010) et Houd (2013). Padmaja et Rao (1994) ont d'ailleurs suggéré que la diminution du taux de glycogène dans les tissus de l'escargot d'eau douce *Bellamya dissimilis* (Müller), exposé à l'Endosulfan, le Méthyl parathion, le Quinalphos et le Nuvan peut être due à l'utilisation du glycogène pour générer l'énergie nécessaire pour faire face à l'hypoxie provoquée par ces pesticides.

Plusieurs investigations sur les effets des polluants organiques sur le métabolisme énergétique ont été menées. La diminution des réserves de glycogène est une réponse notée

chez plusieurs gastéropodes pulmonés exposés à des insecticides OPs et carbamate, notamment *Biomphalaria alexandrina*, *Bulinus trincatus* (Sharaf *et al.*, 1975) et *Lymnaea acuminata* (Mahendru et Agarwal, 1981; Singh et Agarwal, 1989). Baturu *et al.*, (1995) observent une stimulation de l'activité enzymatique d'hydrolyse des polysaccharides et une réduction de la teneur en glycogène dans le manteau et la masse viscérale. Pour la même espèce exposée à des alkylphénols en mésocosme, Jumel et Lagadic (2000) rapportent une augmentation de la demande énergétique des animaux qui se traduit par une mobilisation rapide des réserves de glycogène du manteau et une diminution de la teneur en protéine et de la masse de la glande à albumen. L'énergie mobilisée n'est pas investie dans la reproduction puisqu'aucune ponte n'est produite. L'exposition en mésocosme de *Lymnaea stagnalis* au fomé safène provoque une réduction des réserves en glycogène des animaux qui peut être impliquée dans la réduction de l'activité ovipositive (Jumel et lagadic, 2000).

4.4.3. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les lipides ovariens.

Les lipides jouent un rôle important comme réserve énergétique chez de nombreux groupes d'animaux (Gilbert et O'Connor, 1970), (Beenakers *et al.*, 1985). Ils sont transportés du corps gras, site de leur synthèse et stockage (Keeley, 1985; Van Hensden et Law, 1989) vers les organes utilisateurs, notamment les ovaires (Kilby, 1963; Wigglesworth, 1972; Chino *et al.*, 1981) via l'hémolymphe pour être utilisé lors de la vitellogenèse (Downer, 1985; Keely, 1985). une faible partie est synthétisée par l'ovocyte et les follicules, et une autre partie provient de l'hémolymphe sous forme de lipoprotéines (Cassier *et al.*, 1997)

En examinant l'évolution du taux de lipides, on observe des variations dans les quatre stations d'étude, les stations de Dréan et de Bir-elater semblent afficher les quantités de lipides les plus élevées ceci est en accord avec les résultats de Amira (2007) au niveau du manteau de *Donax trunculus*, les résultats de Houd (2013) révèlent des valeurs maximales des lipides au niveau des gonades femelles récoltées à partir des sites d'El-Tarf et de Guelma par rapport à Annaba. Les travaux de Soucha (2016) ont montré aussi que les lipides ovariens des femelles de *E. nuedicornis* et *S. morsitans* récoltés dans les trois sites d'étude montre que le site de Nechmaya et de Dréan semblent afficher des valeurs plus élevées par rapport au site de Sidi Amar.

Nous avons également montré que le RH-0345 induisait une diminution significative des concentrations des lipides ovariens à partir du 5ème jour de traitement chez les femelles traitées de Dréan et Bir-elater.

Des travaux ont déterminé après traitement des femelles par le méthoxyfénozide une réduction des taux de lipides dans les ovaires d'*E. kuehniella* (Soltani-Mazouni *et al.*, 2012). Le RH-0345, entraîne une diminution des taux de lipides chez *E. kuehniella* et *T. molitor* (Taibi *et al.*, 2003). Khebbab *et al.*, (2008) ont montré que l'administration du RH-5992 aux chrysalides mâles et femelles d'*E. kuehniella* réduit les taux des lipides testiculaires et ovariens. Ceci pourrait s'expliquer par le fait du changement de milieu et des facteurs externes qui ont provoqué des perturbations physiologiques sur le développement et la reproduction comme il a été démontré par (Scheffel, 1987; Joly et Descamps, 1988; Descamps, 1992) concernant l'action des conditions climatiques sur le cycle biologique chez *Lithobius forficatus*. Les travaux de Houd (2013) ont montré chez les individus traités au RH-0345 une réduction progressive des taux lipidiques dans les gonades femelles d'*Eupolybothrus nudicornis*; ceci serait dû à l'action du RH-0345 qui présente un effet toxique à partir de 5 jours. Un résultat similaire a été signalé par Daas-Maamcha (2005).

Ces résultats expliquent bien l'effet toxique de ce pesticide et son impact se manifeste concrètement sur les cycles reproducteurs, spermatogénétique et ovogénétique de cette espèce de Myriapode Chilopode qui représente un modèle de terrain.

4.5. Effet du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur les vitellogénines et les vitellines

La vitellogénine, est une protéine essentielle précurseur du vitellus dans les ovocytes (Attardo *et al.*, 2005); elle est synthétisée dans les corps gras qui est un lieu de stockage des métabolites (protéines, glucides et lipides), mais aussi de synthèse de la majorité des protéines hémolymphatiques (Roma *et al.*, 2010), et sécrétée dans l'hémolymphe puis captée par les ovocytes en voie de développement (Gilbert *et al.*, 2000).

Chez les Myriapodes, l'étude de la vitellogenèse a été abordée par Herbaut (1974). L'isolement des vitellogénines et des vitellines par des techniques immunologiques a été établi par Prasath, (1992). Il est à noter que le cycle ovogénétique chez les Myriapodes en général est très influencé par plusieurs facteurs exogènes tel que la température, l'humidité, l'alimentation, la lumière et la nature du sol (Descamps, 1971 ; Herbaut, 1975 ; Poser, 1992 ; Daas, 1992).

L'évaluation des taux de vitellogénines et des vitellines au niveau de l'hémolymphe et l'ovaire de *S. morsitans* au niveau des quatre stations d'étude montre que la station de Dréan et Bir-elater semble afficher des valeurs plus élevées par rapport à Sidi Amar et Elma-elabiod qui ont des valeurs basses, ceci peut être due à la pollution, qui s'explique par le fait que le corps gras synthétise lentement la forme soluble sous forme de vitellogénine libérée dans l'hémolymphe et sous forme de vitelline dans l'ovaire et Cette diminution peut être due à l'effet des rejets des divers polluants avec notamment les métaux lourds par le complexe sidérurgique d'El-Hadjar et qui sont bioaccumulés dans les tissus de cet animal.

Par ailleurs, les résultats du traitement par l'halofénozide (RH-0345) des vitellogénines et des vitellines révèlent une diminution significative à partir du 5 jour de traitement chez les femelles traitées de Dréan et de Bir-elater par rapport aux témoins. Nos résultats sont en accord avec les travaux de Daas-Maamcha (2005) sur l'effet de traitements hormonaux et insecticides sur les réserves de vitellogénines hémolympatiques chez les deux Chilopodes *E. nudicornis* et *Lithobius forficatus*.

De même les travaux de Bouzitoune et Hamaidi qui ont étudié l'effet de deux molécules agonistes des ecdystéroïdes (RH-0345) et (RH-2485) sur les taux de vitellogénines et de vitellines chez les femelles matures seniors de *Bothropolys elongatus* (stress expérimental), les travaux de Aribi *et al.*, (2001) sur *T. molitor*.

De nombreuses études chez des animaux vivants en contact étroit avec des sols contaminés ont permis de mieux comprendre les changements physiologiques, les mécanismes d'acclimatation (adaptation physiologique) et les mécanismes de détoxification par rapport aux métaux (Stone *et al.*, 2007).

4.6. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur l'activité de L'acétylcholinestérase (AChE).

L'acétylcholinestérase est une enzyme qui est nécessaire au fonctionnement normal du système nerveux sensori-moteur et surtout au fonctionnement de la plaque motrice (Payne *et al.*, 1996). En effet, cette enzyme permet l'hydrolyse de l'acétylcholine libérée lors du passage de l'influx nerveux par les boutons synaptiques de la jonction musculaire, ce qui provoque la contraction musculaire. Cette enzyme site cible pour de divers neurotoxiques subit une inhibition irréversible qui entraîne une accumulation de médiateur chimique dans l'espace synaptique, et de ce fait maintient une transmission de l'influx nerveux qui conduira généralement à la tétanie musculaire et à la mort de l'organisme (Mastumura, 1985; Estrada mandaca *et al.*, 1998). Celle-ci fait suite à une liaison de manière covalente du groupement acétyl de l'AChE, empêchant ainsi toute liaison ultérieure de l'enzyme avec la molécule d'acétylcholine (Estrada-mandaca *et al.*, 1998; Bainy, 2000).

La détermination de l'activité de l'AChE chez les femelles de *S. morsitans* échantillonnées au niveau de Dréan, Sidi Amar, Bir-elater et Elma-aelabiod au cours de la saison de reproduction (printemps), révèle une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE plus marquée chez les espèces de Sidi Amar et Elma-elabiod comparativement à Dréan et Bir-elater, ceci explique l'émission massive des polluants par divers pôles industriels.

Les résultats obtenus par Douaffer (2010) montrent que l'activité de l'AChE mesurée au niveau de la tête d'*H. aspersa* est maximale en hiver, et diminue au printemps pour les différents sites. En comparant l'activité de l'AChE dans les sites d'études, Douafer (2010) a trouvé un faible taux au niveau des sites El Bouni et Sidi Amar.

Les résultats de (Labaa, 2014) montrent une inhibition maximale de l'AChE en été dans les six sites (El-Hadjar, Ben M'hidi, Sidi Kaçi, Bouteldja, El-Tarf et El-Kala) et

relativement moindre en hiver. Cette variation entre saisons peut s'expliquer par des variations des facteurs environnementaux (Xu et Tao, 2004; Rodriguez *et al.*, 2008). D'autres travaux aussi montrent une inhibition de l'AChE dans le site de El-Hadjar peut être due à l'accumulation des ETMs par *Helix aspersa* proviennent du complexe Arcelor Mittal (Merian *et al.*, 2004; Maas *et al.*, 2010).

La sensibilité de l'acétylcholinestérase aux insecticides est un outil efficace de détection des polluants dans l'environnement, c'est la principale cible des insecticides neurotoxiques, organophosphorés et carbamates, qu'ils inhibent de manière non réversible (Alout *et al.*, 2007). En effet, l'inhibition de l'AChE, a été fréquemment employés en toxicologie, plusieurs auteurs confirment que cette inhibition peut être un indicateur de pollution métallique (Ferrer *et al.*, 2005). L'inhibition de l'enzyme par de nombreux toxiques entraîne une accumulation du médiateur chimique dans l'espace synaptique, maintient de ce fait une transmission permanente de l'influx nerveux, laquelle conduit généralement à la tétanie musculaire et à la mort (Badilla, 1995; Bocquené, 1996; Bairy, 2000).

Les résultats de notre étude montrent que le traitement avec l'halofénozide (RH-0345) entraîne une inhibition de l'activité de l'AChE à partir du 5^{ème} jour de traitement chez les femelles traitées de la station de Dréan et de Bir-elater comparé aux témoins.

L'activité spécifique de l'AChE est également influencée par le traitement insecticide, ceci est en rapport avec la saison printanière de reproduction où le complexe des lobes frontaux et des cellules neurosecrétices jouent un rôle prépondérant sur le déroulement des cycles reproducteurs. Nos résultats sont en accord avec ceux effectués sur d'autres espèces tel que *Helix aspersa* (Coeurdassier, 2002) et *Achatina fulica* (Chandran *et al.*, 2005); *Mytilus galloprovincialis* (Box *et al.*, 2007) et *Cepae nemoralis* (Notten *et al.*, 2005). Aussi l'altération des sites cibles de l'AChE est citée chez *B. germanica* après traitement par l'acide borique, insecticide inorganique (Habes *et al.*, 2006). L'action unique ou conjugué du nickel et le diazinon (organophosphoré) chez *Spodoptera exigua* diminue fortement l'activité de l'AChE à 70% (Zawisza-Raszka et Dolezycg, 2008).

Récemment, des travaux ont montré que la réduction de l'AChE n'est pas due exclusivement aux organophosphorés et aux carbamates, et que d'autres classes de contaminants tels que les pyrétrinoïdes sont également impliqués dans la réduction de l'AChE (Diamantino *et al.*, 2003; Ferrer *et al.*, 2005; Guilhermino *et al.*, 1998; Payne *et al.*, 1996; Reddy *et al.*, 1991).

L'inhibition de l'acétylcholinestérase peut avoir des effets sur le comportement des êtres vivants (Saglio *et al.*, 1996; Khessiba *et al.*, 2001). L'analyse de l'activité de l'acétylcholinestérase dans les différents tissus des organismes terrestre est considérée comme biomarqueur de la contamination des milieux terrestres (Viar-La rocca, 2004; Gimbert, 2006). L'acétylcholinestérase peut être inhibée par de nombreux neurotoxiques (Bocquené, 1996; Bairy, 2000). La mesure de son inhibition constitue un marqueur dont l'expression traduit spécifiquement l'exposition des organismes à différents contaminants et notamment certains produits phytosanitaires. L'AChE constitue en effet la cible privilégiée de certains ETMs (Cadmium), herbicides (triazines, paraquat) et autres molécules neurotoxiques (Herbert *et al.*,

1995 ; Bocquené *et al.*, 1997; Forget *et al.*, 1999; Dellali *et al.*, 2001 ; Belabed et Soltani, 2013). L'inhibition de l'activité de l'AChE s'est également révélée intéressante dans le cadre d'étude de la qualité des milieux terrestres (Viar-La Rocca, 2004).

Des études cinétiques à plus long terme, basées sur l'analyse d'*Helix aspersa* exposés 56 jours sur le terrain, ont permis d'affiner l'analyse temporelle des transferts sol-plante-escargots de métaux (Gimbert *et al.*, 2006). D'autres travaux, notamment ceux de Radwan *et al.*, (1992), qui ont mis en évidence une inhibition de l'activité (AChE) après exposition du gastéropode terrestre *Theba pisana* aux pesticides (carbamates) ou encore de Salama *et al.*, (2005) relatifs à une inhibition de l'activité de l'AChE après exposition du gastéropode *Helix aspersa* au carbofurane (pesticide) et aux insecticides (Imidaacloprod) (Radwan et Mohamed, 2013). Une étude *in situ* concernant l'activité de l'AChE montre que cette inhibition augmente d'une manière dose-dépendante en présence de poussières métalliques et de cadmium dans les organes d'*Helix aspersa* (Grara, 2011). Des expériences précises des contaminations des milieux terrestres par les métaux ont ainsi été obtenues par exemple au Royaume-Uni avec *H. aspersa* (Cooke *et al.*, 1979), ou *Cepaea hortensis* (Dallinger *et al.*, 2001). Elles peuvent en effet révéler des différences inter spécifiques de bioaccumulation, comme l'a constaté Rabitsch (1996) avec des espèces comme *Helix pomatia*, *Arianta arbustorum*, *Aegonis verticillus* et *Bradybae nafructicum*.

L'activité de l'AChE mesurée au niveau de tube digestif chez *H. aspersa* exposé au Nickel est considérablement réduite même au plus faible concentration de Nickel (Dolezych *et al.*, 2010). L'AChE est essentiellement inhibé par deux classes d'insecticides, les organochlorés et les carbamates (Toutant, 1989 ; Fournier et Mutero, 1994; Ecobichon, 1996; Tomita *et al.*, 2000; Siegfried et Scharf, 2001).

l'azadirachtine entraîne l'inhibition de l'activité de l'AChE chez *Nilaparvata lugens* (Senthil Nathan *et al.*, 2008). aussi l'inhibition de l'AChE chez l'abeille de miel *Apis mellifera* traité au spinosad, chlorfluazuron et oxymatrine (Rabea *et al.*, 2009) ; Chez *Chilo suppressalis*, l'inhibition de l'AChE a été obtenu après traitement par le diazinon (Zibae *et al.*, 2009). Les mêmes effets ont été entraînés par méthamidophos et dichlorovos chez *Cotesia plutellae* et *Diaeretiella rapae* respectivement (Lin *et al.*, 2007)

Récemment plusieurs études ont prouvé que l'inhibition de l'Acétylcholinestérase peut être un indicateur de la pollution des organismes marins aux métaux lourds (Sokolova *et al.*, 2005).

4.7. Effets du stress environnemental et d'un analogue de l'hormone de mue le (RH-0345) sur l'activité de la glutathion-s-transférase

La GST est une enzyme cytosolique jouant un rôle important dans les mécanismes de détoxification des xénobiotiques (Sue *et al.*, 2006), elle représente surtout un des principaux mécanismes de résistances aux insecticides chez de nombreux organismes visés (Yu, 2004). L'induction de l'activité de la GST a été rapportée chez de nombreux insectes suivant le traitement de l'insecticide.

Notre travail a montré que l'induction de la GST est significative au niveau des deux sites étudiés (Annaba et Tébessa) et le traitement avec l'insecticide révèle une induction aussi significative au niveau du site d'Annaba qu'au site de Tébessa. Cette induction peut se traduire par une énorme pollution provenant de la ville d'Annaba qui est entourée de plusieurs zones industrielles et la ville de Tébessa.

Les glutathion S-transférases représentent une famille d'enzymes multifonctionnelles, essentiellement cytosoliques impliquées, dans des opérations diverses de transport et de biosynthèse intracellulaire (Georges *et al.*, 1990). Ces enzymes sont impliquées dans de nombreux processus physiologiques parmi lesquels figure la détoxification de nombreux xénobiotiques (Habig *et al.*, 1974 ; Lauterburg et Mitchel, 1981). En effet, ces enzymes catalysent la réaction d'addition entre ces composés et le groupement –SH du glutathion générant ainsi des composés plus hydrosolubles par neutralisation des sites électrophiles des xénobiotiques (Hayes *et al.*, 2004). Cependant, la fonction la plus étudiée est leur capacité de catalyser des réactions de conjugaison entre un peptide, le glutathion et des molécules réactives comportant des sites électrophiles, capables de réagir avec les macromolécules comme les acides nucléiques (ADN et ARN) (Baussant *et al.*, 2009). La catalyse de cette conjugaison du glutathion avec certains substrats représente une étape essentielle dans la formation de composés qui seront moins toxiques et plus hydrosolubles que les molécules de départ (Chatterjee et Bhattacharya, 1984).

les ETMs persistent dans le sol, ce qui entraîne une accumulation dans les escargots (Xu et Tao, 2004; Rodriguez *et al.*, 2008). De plus, le taux de GST induit dans les sites El-Hadjar, Ben M'hidi, Sidi Kaçi, Bouteldja et El-Tarf comparativement au site d'El-Kala qui présente un taux faible. Cette induction peut se traduire par une pollution provenant de la zone industrielle Fertial, l'usine Arcelor Mittal d'El-Hadjar et le complexe métallurgique Ferrovial; ces activités métallurgiques ont des apports diffus d'origine lointaine (poussières, aérosols) pouvant parcourir des centaines de kilomètres à partir de leur sources avant de se déposer (Godin *et al.*, 1985; Hopkin, 1989; Merian *et al.*, 2004) ou soit des apports ponctuels localisés d'origine proche liée aux activités industrielles de longues durées (Baize, 1997).

Nos résultats sont en accord avec ceux de Larbaa (2014) qui montre une induction du taux de GST au niveau de Ben M'hidi, Sidi Kaçi, Bouteldja et El-Tarf qui est en rapport avec la direction des vents qui jouent un rôle dans le transport des polluants des zones industrielles précédentes et aussi par l'effet des engrais (Cd dans les engrais phosphatés (Hamon *et al.*, 1998); les émissions atmosphériques liées au trafic routier et à l'incinération des ordures ménagères (Denison et Silbergeld, 1988; Modrzewska et Wyzkowski, 2014). Les résultats de nombreuses expériences montrent aussi l'induction de l'activité de GST en réponse à la quantité élevée de polluants dans l'environnement (Canesi *et al.*, 1999; Viard la rocca *et al.*, 2004). Les résultats de Radwan *et al.* (2010) trouvent un gradient décroissant de l'induction de la GST chez un gastéropode terrestre *Theba pisana* par l'éloignement au source de pollution (Egypte). Une induction de la GST a été signalée chez l'escargot *Theba pisana* exposé aux pesticides (El-Gendy *et al.*, 2009) et aussi chez trois espèces de mollusque terrestre; *Helix pomatia*, *Helix aspersa* et *Arion rufus* collectées dans des sites contaminées par les métaux lourds (Italy) (Menta et Parisi, 2001). Ces résultats sont en accord aussi avec

les travaux de Radwan *et al.*, (1992), qui ont mis en évidence une induction de l'activité GST après exposition du gastéropode terrestre (*Theba pisana*) à un pesticide (Carbamate) mais aussi chez l'espèce *Helix aspersa* exposé aux insecticides (Radwan et Mohamed, 2013). Par contre chez les escargots *Nucella lapillin* et *Monodonta lineate* exposés au cuivre on note une réduction de l'activité de la GST (Cunha *et al.*, 2007). Dans une étude de biosurveillance, l'induction de la GST a été observée chez l'escargot *Helix aspersa* récolté dans des sites urbains pollués par les métaux lourds (Abdel-Halim *et al.*, 2013). L'estimation de l'activité de la GST chez la population d'*Helix aspersa* au cours de quatre saisons montre une induction de l'activité de l'enzyme dans les différents sites. Les résultats de Larbaa (2014) montrent aussi une induction significative du taux de GST au niveau de l'hépatopancréas en présence des ETMs ; cette augmentation est une réponse au stress oxydatif provoqué par la présence de métaux lourds dans l'organe (Farombi *et al.*, 2007). Les enzymes de biotransformation sont parmi les premières à répondre à la présence d'un élément métallique dans un organisme vivant. Cette induction indique un taux élevé de conjugaison des ETMs avec le glutathion (Peršić, 2004).

Le glutathion-S-transférase (GST) représente une famille multigénique d'enzymes qui jouent un rôle important dans la protection des tissus contre les éventuels composés toxiques et cancérigènes d'origine exogènes et endogènes (Vlaykova *et al.*, 2008 ; Sue *et al.*, 2006) . Ce sont des isoenzymes de la phase II du mécanisme de détoxification, catalysant la conjugaison du glutathion avec plusieurs composés électrophiles. Elles sont surtout localisées dans le cytoplasme des cellules des corps gras et des muscles alaires (Franciosa et Bergé, 1995). L'activité spécifique de la GST, chez *B. germanica* traitée par injection à l'acide borique à deux différentes doses (DL50 et DL90); montre une augmentation significative pour la DL50 à différents âges par rapport aux témoins. Nos résultats sont en accord avec ceux de Habes *et al.* (2006) chez la même espèce utilisant l'acide borique par ingestion à deux doses différentes (DL50, DL90). De même, Le propoxur, le chlorpyripos et la cyalothrine par application topique entraînent une induction de l'enzyme de détoxification chez *P. americana*, *B. germanica*, *B. orientalis* (Valles, 1999). Des résultats similaires sont notés chez cette même espèce traitée par un pyrèthrinolide, la cyperméthrine (Valles *et al.*, 2000), chez d'autres espèces traitées par les pyrèthrinolides, notamment chez *Cydia pomonella* (Bouvier *et al.*, 2002) et *Helicoverpa armigra* (Yang *et al.*, 2004) traitées avec la déltaméthrine. *Drosophila melanogaster* exposée au phénol, présente une résistance à ce produit par une élévation de l'activité enzymatique de la GST, une induction de l'activité enzymatique de la GST est signalée également chez les larves de *Spodoptera litura* exposés à des doses croissantes de nickel (1 à 20 mg/kg) dans l'alimentation (Sun *et al.*, 2000); chez *Anguilla anguilla* exposée au naphthaléne (NAP) à différentes concentrations et à différents temps d'exposition (Teles *et al.*, 2003). Une très grande résistance au carbaryl et au méthyl parathion a été observée chez *Spodoptera frugiperda* ; l'activité spécifique de la GST est plus élevée dans les corps gras chez la souche résistante de *S. frugiperda* et elle est plus importante dans l'intestin moyen et l'abdomen de la souche sensible (Yu *et al.*, 2003; Yu., 2004), l'induction de la GST est également rapportée chez *Pyrausta sticticis* (Leonova et Slynko., 2004), *Lygus linolaris* (Zhu *et al.*, 2007), chez *Ochlerotatus cataphylla* (Boyer *et al.*, 2006) et chez *Oreochomis mossambicus* (Rao., 2007). Les organophosphorés

entraînent également l'induction de l'enzyme de détoxification il a été noté chez *Spodoptera exigua* une induction de 66% de la GST (Zawisza-Raszka et Dolezych, 2008) traitée par le nickel et le diazinon.

4.8. Effets du stress environnemental sur la structure des cellules sexuelles femelles (ovocytes) de *S. morsitans*

Les résultats obtenus concernent la saison de reproduction (printemps), L'examen histologique de l'ovaire du Myriapode Chilopode de *S. morsitans* récolté à partir des deux sites (Bouhadjar et Sidi Amar) met en évidence une alternance d'activité asynchrone dans l'ovaire de *S. morsitans*, celle-ci a été également décelée chez *Lithobius forficatus* (Herbaut et Joly, 1972). Ces observations sont différentes de celles qui sont effectuées chez les autres Arthropodes, notamment en ce qui concerne les périodes hivernale et printanière ; l'activité est généralement de type synchrone chez les crustacés (Beams et Kessel, 1963 ; André, 1960 ; Mauchline, 1968), chez les insectes (Wigglesworth, 1964) et chez les Myriapodes Diplopodes *Polydesmus angustus* (Daas, 2005).

Durant la saison tous les stades ovogénétiques sont observables simultanément. A la fin du printemps de nombreuses cellules mûres dégèrent dans les voies génitales (Daas, 2005).

Au niveau du site de référence, l'ovaire de *S. morsitans* présente des variétés de cellules germinales où le développement est visiblement asynchrone par la présence des différents stades de la vitellogenèse, débutant par la préméiose, prévitellogenèse (en plein activité), la vitellogenèse où les ovocytes commencent à individualiser de petits globules vitellins et la maturation où l'ovocyte apparaît de grande taille et bien distingué. Ce dernier est enveloppé par un épithélium folliculaire épais et bien distinct du chorion.

En revanche, au niveau du site pollué, l'ovaire d'*S. morsitans* présente également différents stades de développement ovocytaire s'avérant asynchrone, débutant par de petits ovocytes en préméiose, des ovocytes en prévitellogenèse assez nombreux ainsi que d'autres très peu nombreux en stade de vitellogenèse, devenant plus ou moins abondants et plus ou moins denses au cours de la maturation où l'ovocyte apparaît de taille moyennement grande par rapport au site de référence présentant un épithélium folliculaire plus fin recouvrant un chorion distinct et plus fin. Ces résultats ont été observés après traitement avec l'hormone de mue (20-hydroxy ecdysone) appliquée par injection chez l'espèce *E. nudicornis* (Daas *et al.*, 2003).

Cependant, les coupes histologiques provenant des deux sites d'étude montrent que l'ovogénèse et la vitellogenèse sont plus ralenties au niveau du site affecté par la pollution, ceci est vraisemblablement dû par le fait que la perméabilité membranaire et épithéliale de l'ovocyte est moins passive, il en résulte un retard du passage des matériaux de construction à l'intérieur de ce dernier, ce qui explique la réduction de l'ensemble des paramètres morphométriques considérés dans notre étude.

En outre, les réponses histopathologiques de plusieurs organes (glande digestive, rein, ovaires...) de *Helix aspersa* exposé à des concentrations croissantes de Cd dans la nourriture se manifestent par des réactions qui impliquent une hyperplasie des épithéliums aux plus

faibles concentrations testées et une destruction cellulaire importante qui s'accompagne d'une prolifération de tissus conjonctifs ainsi que des nécroses aux fortes concentrations (Radwan *et al.*, 2008 ; Chabicovsky *et al.*, 2004).

D'autres expérimentations montrent que l'administration du RH-5992 et du RH-0345 réduit significativement l'épaisseur du chorion des ovocytes basaux chez *E. kuehniella* (Hami *et al.*, 2005). L'application du tébufénozide aux femelles adultes de *Plodia interpunctella* provoque une dégénérescence des ovaires et du chorion après deux jours de traitement (Salem *et al.*, 1997). D'autre part, les traitements réalisés avec un analogue de la JH, le fénoxycarbe, chez *Solenopsis invicta* inhibe la croissance de l'épithélium folliculaire (Glancy et Banks, 1988).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

5. Conclusion et perspectives

Cette étude a porté sur une des communautés d'invertébrés du sol peu étudiées, les Myriapodes, dont l'impact de leurs activités est fondamental pour la fertilité, la structure et la composition des sols. Nos expérimentations s'inscrivent dans une approche écologique, biologique, écotoxicologique et pédologique.

Dans un premier volet consacré à l'étude bioécologique de deux groupes de Myriapodes (Diplopodes et Chilopodes) a été déterminée par piégeage dans deux biotopes ouverts du Nord-Est de l'Algérie, le premier est situé dans une zone humide (wilaya d'Annaba), le deuxième dans une zone semi-aride (wilaya de Tébessa), L'influence des conditions environnementales (climatiques et édaphiques) sur la richesse, l'abondance et la distribution spatiale des Myriapodes constitue une articulation de ce volet écologique. Les données de la biodiversité de cette pédofaune dans les quatre stations d'échantillonnage révèlent des différences dans la distribution, la richesse et l'abondance des différentes espèces appartenant aux deux ordres, Diplopodes et Chilopodes. Nous avons mis en évidence, pour les Chilopodes, une abondance plus importante à Annaba qu'à Tébessa contrairement aux Diplopodes. L'étude des fluctuations saisonnières des populations de Chilopodes et de Diplopodes indique que peu d'individus sont piégés pendant l'été. Les paramètres physico-chimiques du sol et les conditions climatiques influencent d'une façon significative l'abondance et la répartition spatio-temporelle des Myriapodes.

Le second volet expérimental a pour but d'évaluer d'une part l'impact du stress environnemental sur les paramètres biométriques (le nombre d'ovocyte, la longueur, la largeur, le volume ovocytaire et l'indice gonadique) et sur la composition biochimique de l'ovaire des femelles, et d'autre part sur la mesure de l'activité de deux biomarqueurs, un biomarqueur du stress environnemental (AChE) et un deuxième impliqué dans le système de défense antioxydant (GST) chez une espèce bioindicatrice de la pollution *Scolopendra morsitans* (Myriapoda, Chilopoda) prélevée à partir des deux sites d'étude cités ci-dessus ; ainsi que les effets d'un agoniste de l'hormone de mue, le RH-0345 sur la composition biochimique de l'ovaire, sur les quantités des vitellogénines et des vitellines et sur l'activité des mêmes biomarqueurs testés, l'AChE et le GST chez l'espèce récoltée au niveau des deux sites. Cette étude a été évaluée au cours d'une saison de reproduction (printemps) de cette espèce.

Le troisième volet de ce travail est d'évaluer les atteintes histologiques au niveau de l'ovaire des femelles de *Scolopendra morsitans* soumises à un stress environnemental.

L'observation des caractères morpho-anatomiques des Myriapodes (Diplopodes et Chilopodes) récoltés dans les quatre stations d'échantillonnage au cours de la période d'étude, a permis d'identifier 10 espèces de Myriapodes rattachées à 10 genres : *Lithobius forficatus*. (Linnaeus, 1758) ; *Eupolybothrus nudicornis*. (Gervais, 1837) ; *Scolopendra morsitans*. (Newport, 1844) ; *Cryptops hortensis*. (Donovan, 1810) ; *Orya barbarica*. (Latreille, 1829) ; *Geophilus ferrugineus*. (Koch, 1835) ; *Scutigera coleoptrata*. (Linnaeus, 1758) ; *Omatoiulus malleatus*. (Akkari, 2007) ; *Brachydesmus proximus*. (Latzel, 1889) et *Glomeris marginata*.

(Villers, 1789). Les données de la biodiversité de cette pédofaune dans les quatre stations d'échantillonnage révèlent des différences de l'abondance des différentes espèces appartenant aux deux ordres, Diplopodes et Chilopodes. Nous avons mis en évidence, pour les Chilopodes, une abondance plus importante à Annaba (Sidi Amar) qu'à (Dréan) contrairement aux Diplopodes. Les résultats de l'analyse physico-chimique des sols montrent qu'ils n'y a pas de différences en matière de pH et de texture. Le substrat pédologique des deux stations de Sidi Amar et Dréan est neutre avec une texture argileuse et des deux autres stations de Bir-elater et Elma-elabiod est alcalin avec une texture argileuse au niveau de la station de Bir-elater et celle d'Elma-elabiod est sablonneuse. En outre, l'intensité des perturbations liées aux activités humaines influence la diversité écologique des Diplopodes et des Chilopodes.

L'analyse des différents constituants biochimiques: protéines, glucides, lipides vitellogénines et vitellines au niveau de l'ovaire de l'espèce *S. morsitans* montre des différences, avec des taux élevés chez les spécimens récoltés à Dréan (Annaba) et Bir-elater (Tébessa). L'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase (AChE) indique une inhibition significative au niveau de la station polluée d'Annaba (Sidi Amar) et de Tébessa (Elma-elabiod) témoignant ici une neurotoxicité prononcée liée à l'anthropisation de l'écosystème. Par contre, l'activité spécifique du système de défense antioxydant, la glutathion S-transférase (GST) révèle une induction significative au niveau des deux stations polluées cités ci-dessus.

Le travail réalisé *in vivo* sur l'étude quantitative des trois types de métabolites (protéines, glucides et lipides) et du taux des vitellogénines et des vitellines au niveau de l'ovaire des femelles du Myriapode Chilopode *S. morsitans* durant la saison de reproduction nous a permis de déterminer l'impact du RH-0345 injecté à des femelles à la dose de 10µg/3µl pendant une période de 15 jours et testé à des intervalles de 5 jours. Le RH-0345, mimétique de l'hormone de mue entraîne une réduction des concentrations des trois métabolites et de la concentration des vitellogénines et des vitellines à partir de 5 jours chez les femelles mais l'effet se poursuit jusqu'à 15 jours. Chez les témoins on a constaté que les concentrations étaient assez élevées augmentant progressivement, ceci concorde avec la période d'activité sexuelle des femelles se trouvant en pleine période de reproduction. Le RH-0345 entraîne également une diminution de l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase et une induction du taux de la glutathion-S-transférase à partir de 5 jours chez les femelles se poursuivant le long de la période de traitement et ce, jusqu'à 15 jours, présentent des taux sensiblement bas par rapport au début du traitement.

L'étude histologique de l'ovaire a montré que l'ovocyte apparaît de grande taille et bien distingué avec un épithélium folliculaire épais et bien distinct du chorion au niveau du site de référence (Bouhadjar). Par contre l'ovocyte au niveau de site pollué (Sidi Amar) apparaît de taille moyennement grande présentant un épithélium folliculaire fin recouvrant un chorion plus fin et distinct par rapport au site de référence.

L'ensemble des résultats obtenus indique une pollution de la station de Sidi Amar (Annaba) et d'Elma-elabiod (Tébessa) et que le RH-0345 est également une molécule toxique pour le Chilopode *S. morsitans*, dans les deux cas, les femelles s'annoncent sensibles, ceci est en rapport avec l'activité ovarienne durant la saison printanière de reproduction.

A l'avenir, il serait intéressant de :

- Doser d'autres biomarqueurs du stress environnemental tels que la catalase (CAT), la métallothionine et la glutathion peroxydase (GSH-Px) et (SOD et TBAR).
- Approfondir d'une part l'étude par le traitement des sols expérimentalement au laboratoire par certains métaux lourds et d'observer leur bioaccumulation ; et d'autre part étudier leurs effets sur la biologie, et la physiologie des Chilopodes.

RESUME

6. Résumé

Aujourd'hui, on constate une dégradation de plus en plus importante de la qualité de nos écosystèmes, ce qui semble engendré par une pollution massive et anarchique, cette pollution semble affecter tous les compartiments de l'écosystème. Le sol est une ressource essentielle pour les sociétés humaines. Cependant, les activités anthropiques peuvent entraîner des changements dans les caractéristiques physico-chimiques des sols, et affecter son évolution morphologique et biologique. Les Myriapodes sont considérés comme une faune édaphique bénéfique qui compte en son sein des saprophages et des prédateurs. Les saprophages représentés par l'ordre des Diplopodes et les prédateurs par les Chilopodes, ces derniers se trouvent en fin de la chaîne trophique, et sont par là même des ennemis naturels d'un certain nombre de phytophages potentiellement nuisibles pour les cultures. Trois différents axes ont été considérés dans cette étude : Le premier axe est d'établir un inventaire annuel de la population des Myriapodes localisés dans le Nord-Est de l'Algérie (Annaba et Tébessa). Les paramètres environnementaux (édaphiques et climatiques) influencent significativement la richesse, l'abondance et la répartition spatio-temporelle des Myriapodes.

Le deuxième axe est d'évaluer dans une première étape, l'impact du stress environnemental sur la reproduction de l'espèce *Scolopendra morsitans*, espèce bioindicatrice de la pollution, récoltée dans les deux sites d'étude (Annaba et Tébessa), et ce durant la saison printanière de reproduction, afin d'évaluer les paramètres morphométriques (nombre et taille des ovocytes), l'indice gonadique montrent une diminution significative au niveau de site de Sidi Amar et Elma-elabiod, alors que l'étude biochimique montre des teneurs élevées des différents constituants biochimiques (protéines, glucides, lipides, vitellogénines et vitellines) au niveau des sites de Dréan et Bir-elater comparativement à Sidi Amar et Elma-elabiod.

L'évaluation d'un biomarqueur de neurotoxicité (AChE) et du système de détoxification (GST) et le troisième axe est d'évaluer les effets d'un agoniste de l'hormone de mue, le RH-0345 injecté à des femelles adultes de l'espèce prélevée de la zone de référence (Dréan et Bir-elater) à la dose 10 µg/3µl sur une période de 15 jours avec des pas de temps de 5 jours sur l'activité spécifique de l'acétylcholinestérase ont été réalisés. Le RH-0345 entraîne chez les séries traitées de Dréan et Bir-elater une diminution des concentrations des constituants biochimiques étudiés au niveau de l'ovaire des femelles. L'analyse de l'activité de l'AChE révèle d'une part une inhibition significative et d'autre part une stimulation significative pour l'activité de la GST, et ce au niveau du site de Sidi Amar et Elma-elabiod. Le RH-0345 entraîne une réduction des concentrations d'AChE et une induction des concentrations de la GST chez les séries traitées à partir de 5 jours de traitement chez les femelles

Le quatrième axe concerne, l'étude histologique de l'ovaire qui a montré que l'ovocyte apparaît de grande taille et bien distingué avec un épithélium folliculaire épais et bien distinct du chorion au niveau du site sain (Bouhadjar). En revanche, l'ovocyte au niveau de site pollué (Sidi Amar) apparaît de taille moyennement grande présentant un épithélium folliculaire fin recouvrant un chorion distinct le contraire du site sain et moins de globules vitellins.

L'ensemble des résultats obtenus indique une pollution du site d'Annaba (Sidi Amar) et de Tébessa (Elma-elabiod) et que le RH-0345 est également une molécule toxique entraînant une perturbation sur le plan morphologique, physiologique de cet organisme non visé, et que les femelles sont sensibles; ceci est en rapport avec l'activité de l'ovaire et par où le déroulement des cycles reproducteurs durant la saison printanière de reproduction.

Mots clés: Myriapodes, Biodiversité, Nord-Est Algérien, *Scolopendra morsitans*, Physiologie de la reproduction, IGRS, Pollution terrestre, Biomarqueurs.

6. Summary

Today, there is a degradation increasingly important to the quality of our ecosystems, which seems caused by a massive and uncontrolled pollution, the pollution seems to affect every ecosystem compartments. Soil is a vital resource for human societies. However, human activities can cause changes in the physico-chemical characteristics of soils and affect its morphological and biological evolution. The Millipedes are considered a beneficial soil fauna which has within saprophagous and predators. saprophagous represented by the order of the Diplopoda and predators by centipedes, they are at the end of the food chain, and are thus the natural enemies of a number of potentially harmful phytophagous for crops. Three different areas were considered in this study: The first priority is to establish an annual inventory of the population of Myriapods located in the Northeast of Algeria (Tebessa and Annaba). Environmental parameters (soil and climatic) significantly influence the richness, abundance and spatial and temporal distribution of Myriapods.

The second axis is to evaluate in a first stage, the impact of environmental stress on the reproduction of the species *Scolopendra morsitans*, bioindicator species from pollution, harvested in the two study sites (Tebessa and Annaba), and during the spring breeding season, to evaluate the morphometric parameters (number and size of eggs), the gonad index showed a significant decrease at Sidi Amar site and Elma-elabioud, while biochemical study shows high levels of various biochemical components (proteins, carbohydrates, fats, and vitellogenins yolk) at the sites of Drean and Bir elater compared to Sidi Amar and Elma-elabioud.

The evaluation of a biomarker of neurotoxicity (AChE) and detoxification system (GST) and the third axis is to assess the effects of an agonist of the molting hormone, RH-0345 injected with female fawned of the species taken from the reference area (Drean and Bir elater) at a dose 10 mg / 3 μ l over a period of 15 days with no time of 5 days on the specific activity of acetylcholinesterase has been made. RH-0345 leads in treated series Drean and Bir elater decreased concentrations of biochemical components studied in the ovary of the female. Analysis of the AChE activity reveals firstly a significant inhibition and also a significant stimulus for the activity of GST, and at the site of Sidi Amar and Elma-elabioud. The RH-0345 results in reduced levels of AChE and induction concentrations of GST in series processed from 5 days of treatment in female

The fourth area concerns, histology of the ovary which showed that the oocyte appears large and very distinguished with a thicker and separate property follicular epithelium of the lamina propria in healthy website (Bouhadjar). In contrast, the oocyte polluted site level (Sidi Amar) appears moderately large end having a follicular epithelium overlying a separate chorion otherwise healthy site within yolk cells.

The set of results obtained indicate a pollution site of Annaba (Sidi Amar) and Tebessa (Elma-elabioud) and the RH-0345 is also a toxic molecule causing a disturbance morphologically, physiologically this organization not referred, and that females are susceptible; This is related to the activity of the ovary and through which the progress of reproductive cycles during the spring breeding season.

Keywords: Millipedes, Biodiversity, Northeast Algerian, *Scolopendra morsitans*, Reproductive Physiology, IGRS, land pollution, Biomarkers.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

7. Références bibliographiques

A

Abd El-Halim, K.Y., Abo El-Saad, A.M., Talha, M.M., Hussein, A.A. et Bakry, N.M., 2013. Oxidative stress on land snail *Helix aspersa* as a sentinel organism for ecotoxicological effects of urban pollution with heavy metals. *Chemosphere*, **93**, 1131–1138.

Adams, T.S., Filipi, P.A., 1988. Interaction between juvenile hormone, 20-hydroxyecdysone, corpus cardiacum-allatum complex, and the ovaries in regulating vitellogenin levels in the housefly, *Musca domestica*. *Insect Physiol*, **34 (1)**: 11-19.

Afnor, 1994. Recueil de normes françaises, Qualité des sols. AFNOR (Association Française de Normalisation), Paris, France.

Afnor., 1996. Qualité des sols, analyse de la granulométrie par la méthode hydrométrique, *NOR- X- 319F*

Aït-Aïssa, S., Palluel, O., et Porcher, J.M., 2003. Biomarqueurs précoces d'écotoxicité. INERIS, rapport final DRC 00-102.49 pp.

Akçakaya, H.R.E., 2001. Linking population-level risk assessment with landscape and habitat models. *Science of the Total Environment* **274**, 283-291.

Alout, H., Berthomieu A., Hadjivassilis A., Weill M. 2007. Acetylcholinesterase confers insecticid resistance to *Culex pipiens* mosquitoes from Cyprus. *Insect. Biochem. Mol. Biol.*, **37(1)**: 41-47.

Alter-Agri. 2004. Acariens et Arthropodes régulateurs et bioindicateurs. Institut Technique de l'Agriculture Biologique. *Bimestriel des agricultures alternatives*, n° 66, 32 p.

Amrani, L., Zerguine, K., Farine, J.P., Smaghe, G., et Soltani-Mazouni, N., 2004. Imidazole derivative KK-42 reduces ecdysteroid titers and interfere with reproductive processes in adult females of *Tenebrio molitor*. *Pest. Biochem.Physiol.*, **80**: 163-172.

Amrani L., 2007. Bioactivité de deux régulateurs de croissance, le derive de l'imidazole (KK-42) et le mimétique des ecdystéroïdes (RH-0345) sur la reproduction de *Tenebrio molitor* : Morphométrie de l'ovaire, potentiel reproducteur et production hormonale. Thèse de Doctorat. Université d'Annaba. Algérie.

Amiard, J.C., Amiard-Triquet C., Berthet B., et Me'tayer, C., 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. I: field study. *Mar. Biol*, **90**: 425-431.

Amiard, J.C., Caquet, T., et Lagadic, L., 1998. Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. Lavoisier *Tec & Doc*, Paris, 21-31.

Mouneyrac, C., Narboume J.F., et Pavillon J.F., 1998. Fate and effects of micropolluants in the Girond estuary, France : a multixiplinary approach. *Hydrobiol.*, **374**: 259-279.

Amira A., 2007. Evaluation du stress environnemental chez *Donax trunculus* : Mesure de biomarqueurs (GSH et MDA) et corrélation avec le métabolisme lipido-glucidique durant la

période de reproduction au niveau du Golfe d'Annaba. Mémoire de Magistère en biologie et Physiologie Animale. Option Reproduction et développement. Université d'Annaba., 79 p.

Anonyme., 2002. Making the environment Healthier for Our Kids - An overview of environmental challenges to the health of North America's children.

Anonyme., 2006. Biologie et écologie des sols, travaux pratiques de spécialité du secteur b (fascicule), 33p.

Ansell, A.D. et Trevallion, A., 1967. Studies on *Tellina tenuis* (Da Costa). Seasonal growth and biochemical cycle. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 10: 137-150.

Ansell, A.D., 1974. Seasonal changes in biochemical composition of the Bivalve *Nucula sulcata* from the Clyde sea area. *Mar. Biol.*, 25: 101-108.

Aouadène, A., 2003. Evaluation spatio-temporelle de quelques paramètres biométriques et biochimiques chez *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) dans un environnement pollué (golfe d'Annaba). Thèse de Magister. Université d'Annaba. 88p.

Ares J., 2003. Time and space issues in ecotoxicology: Population models, landscape pattern analysis, and long-range environmental chemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 945-957.

Aribi, N., Lakbar, C., Smaghe, G., et Soltani, N., 2001. Comparative action of RH-0345 and pyriproxyfen, on moulting hormone production and protein analysis in mealworm pupae. *Med. Fac. Landuww.* Univ. Gent, 66/a: 445-454.

Attardo G. M., Hansen I. A., et Raikhel A. S., 2005. Nutritional regulation of vitellogenesis in mosquitoes: implications for anautogeny. *Insect Biochem. Mol. Biol.* 35, 661-675.

B

Baber, G.H., 1984. Distribution, morphology and life history of the milliped *Ommatoiulus morelliti* (Diplopoda: Iulidae) in Portugal and comparisons with Australian population. *Aust. J. Zool.*, 32: 811-22.

Bachelier, G., 1971. La vie animale dans les sols: aspects nouveaux, études expérimentales. Pp.1-43 et Pp.45-82 in: Pesson P.(Ed.), Gauthier Villars, (Paris), France,

Bachelier, G., 1978. La faune des sols. Son écologie et son action. Initiations - Documentations techniques N°38, O.R.S.T.O.M., Paris, France, 391p.

Badilla, S., 1995. Regulation and research issues related to cholinesterase inhibition. *Toxicol.*, 102: 105.

Baert, J.L., Britel, M.C., Delbart, C., Fournet, B., Sautière, P., Malecha, J., 1991. Youlk protein in leech. Identification, purification and characterization of vitellin and vitellogenin. *Eur. J. Biochem.* 201:191-198.

Bailey S.E.R., 1981. Circannual and circadian rhythms in the snail *Helix aspersa* Miiller and the photoperiodic control of annual activity and reproduction. *Jorn. Comp. Physiol.*, 142, 89-94.

- Bailey S.E.R., 1975.** The seasonal and daily patterns of locomotor activity in the snail *Helix aspersa* Miiller, and their relation to environmental variables. *Proc. Malacol. Soc.* London, **35**: 43-45.
- Bainy, A.C.D., 2000.** Biochemical responses in peneids caused by contaminants. *Aquaculture*, **191**: 163-168.
- Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, 408p.
- Balbiani, E. G., 1883a.** Sur l'origine des cellules du follicule et du noyau vitellin de l'œuf chez les Géophiles. *Zool. Anz.* **6** : 658-662.
- Balbiani, E. G., 1883b.** Sur l'origine des cellules du follicule et du noyau vitellin de l'œuf chez les Géophiles. *Zool. Anz.* **6** : 676-680.
- Barraclough D., Kearney T., Croxford A., 2005.** Bound residues: environmental solution or future problem? *Environmental Pollution*. **133 (1)**: 85-90.
- Baturo, W., 1995.** Etude des effets écotoxicologiques de l'atrazine et de l'hexachlorobenzène sur *Lymnaea palustris* (Gastropoda : Pulmonata) maintenue en mésocosmes : identification et validation expérimentale de biomarqueurs. Rapport de Thèse N° 3865, Université Paris-Sud, Paris.
- Baussant, T., Bechmann, R.K., Taban, I.C., Larsen, B.K., Tandberg, A.H., Bjørnstad, A., Torgrimsen, S., Naevdal, A., Øysaed, K.B., Jonsson, G. et Sanni S., 2009.** Enzymatic and cellular responses in relation to body burden of PAHs in bivalve molluscs: A case study with chronic levels of North Sea and Barents Sea dispersed oil. *Mar. Poll. Bull.*, **58** : 1796-1807
- Beams, H.W., et Kessel, R.G., 1963.** Electron microscope on developing crayfish oocytes with special references to the origin of yolk. *J. Cell Biol.*, **18**: 621-649.
- Beams, H. W. et Sekhon, S.S, 1967.** Fine structure and configuration of the nucleoli in the young oocytes of the centipede. *J. Cell Biol.* **35**: 151 A.
- Beams, H. W. et Sekhon, S.S, 1968.** Fine structure of the nucleolus in the young oocyte of a centipede. *Z. Zellforsch.* **85**: 237-242.
- Beaumont, A., et Cassier, P., (1978).** Biologie animale. Les cordés, anatomie comparée des vertébrés.
- Bedano, J.C., Cantú, M.P., Edmundo, E., et Doucet, M., 2006.** Soil springtails (Hexapoda: Collembola), symphylans and pauropods (Arthropoda: Myriapoda) under different management systems in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina). *Eur. J. Soil. Biol.*, **42**: 107-119.
- Beenakers, A.M., Vander Host, D., et Van Marrewijk, W., 1985.** Insect lipids and lipoproteine and their role in physiological processes. *Prog. lipid. Res.*, **24** :1967-1979.

- Beernaert, J., Scheirs, J., Leirs, H., Blust, R., Verhagen, R., 2007.** Non-destructive pollution exposure assessment by means of wood mice hair. *Environmental Pollution* **145**, 443-451.
- Belabed, S. et Soltani, N., 2013.** Acute toxicity of cadmium on *Donax trunculus*: acetylcholinesterase, glutathione S-transferase activities and pattern of recovery. *European Journal of Experimental Biology*, **3(2)**, 54-61.
- Beniouri, R., Descamps, M., Porcheron, P., et Joly, R., 1983.** Corrélations naturelles et expérimentales entre croissance spermatocytaire et taux d'ecdystéroïdes chez les lithobiidae (Chilopoda). *Rev. Can. Biol. Experiment*, **42**: 183-189.
- Bigot, L., 1965.** Essai d'écologie quantitative sur les invertébrés de la Sansouire camargaise. Imprimerie M. Declume, Lons-Le Saunier, 100 p.
- Binelli A. et Provini, A., 2003.** POPs in edible clmas from different Italian and European markets and possible human healths risk. *Mar. pollut. Bull.*, **46**: 879-886.
- Bispo, A., Grand, C., et Galsomies, L., 2009.** Bioindicateurs de qualité des sols : Vers le développement et la validation d'indicateurs biologiques pour la protection des sols. *Etude et Gestion des Sols*, **16 (3/4)** : 145-158.
- Blandin, P., 1986.** Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, **17(4)** : 215-307.
- Bocquené, G., 1996.** L'acétylcholinestérase, marqueur de neurotoxicité. Application à la surveillance des effets biologiques des polluants chez les organismes marins. Thèse Doc., Ecole Pratique des Hautes Etudes : 250p.
- Bormann, F.H. et Likens, G.E. 1979.** Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer, New York.
- Boudechiche, L., 2007.** Biodiversité des hélicidés du Parc National d'El-Kala (extrême Nord-Est Algérien). Bulletin de l'INSTM N° Spécial 12 : *Actes des Neuvièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer* (Tabarka, déc. 2007).
- Boué, H. et Chanton, R., 1978.** Zoologie des invertébrés. 3^{ème} édition, Paris, p.357-369.
- Bouvier J.C., Boivin T., Beslay D & Sanphanor B., 2002.** Age dependent response to insecticides and enzymatic variation in susceptible and resistant codling moth larvae. *Arch. Insect. Biochem. Physiol*, **55**: 55-66.
- Boyer, S., Tilquin M., et Ravanel P., 2006.** Differential sensitivity to *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and temephos in field mosquito population of *Ochlerotatus cataphylla* (Diptera: Culicidae): toward resistance? *Environ. Toxicol. chemistry.*, **26 (1)**: 157-162.
- Box, A., Sureda A., Galgani F., Pons A. et Deudero S., 2007.** Assessment of environmental pollution at Balearic Islands applying oxidative stress biomarkers in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, **146**: 531-539.
- Boyden C.R., 1974.** Trace element content and body size in Molluscs.

Boyer, P., 1971. Les différents aspects de l'action des termites sur les sols tropicaux. In: Pesson P. (Ed.), la vie dans les sols: aspects nouveaux, études expérimentales. Gauthier Villars, Paris, France, pp.279-334.

Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the Principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.*, **72**:278-254.

Braquart, C., 1998. Rôles des ecdystéroïdes et des hormones juvéniles dans le développement des Insectes. (Cycle de mues et reproduction). Thèse de Doctorat. Université de Bourgogne. Dijon. France.

Brocher, F., 1930. Observation biologique sur la pente et les premiers stades du *L. forficatus*. *Revue Suisse Zool*, **37** : 375-383

Brölemann, HW., 1930. Eléments d'une faune des myriapodes de France. Chilopodes. Faune de France, Le chevalier (ed), Paris : 405 pp.

Brulle, F., et Vandenbulcke, F., 2009. Développement de biomarqueurs d'exposition aux métaux basés sur les fonctions physiologiques de l'annélide oligochète *Eisentia fetida*. *Étude et Gestion des Sols*, **16 (3/4)** : 159 – 173.

Budha, P.B., 2005. Nepalese malacology trails behind “catch up”. *Himalayan Journal of Sciences*, **3**: 9–10.

Bussont-Mabillot, S., 1969. Données récentes sur la vitellogenèse. *Ann. Biol*, **8**: 199-228.

C

Caers, M., Coutteau, P. et Sorgeloos, P., 2000. Impact of starvation and of feeding algal and artificial diets on the lipid content and the composition of juvenil Oyster (*Crassostrea gigas*) and clam (*Tapes phillipinarum*). *Mar. Biol.*, 136: 891-899.

Cairns J., et Nlederlehner B.R., 1996. Developing a field of landscape *Ecotoxicology. Ecological Applications*, **6**: 790-796.

Canesi, L., Viarengo , A., Leonzio, C., Filippelli, M., et Gallo, G., 1999. Heavy metals and glutathione metabolism in mussel tissues. *Aquatic Toxicology*, **46**: 67-76.

Caoduro G., Battiston R., Giachino P.M., Guidolin L. et Lazzarin G., 2014. Biodiversity indices for the assessment of air, water and soil quality of the “Biodiversity Friend” certification in temperate areas. *Biodiversity Journal*, **5**: 69–86.

Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. Srivastava, et S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, **486**:59-67.

Carles D. P., 2006. Introducción al terrario de Miriápodos del género *Scolopendra*. *Jangala – Magazine* · N° 4 · Junio.

- Carlsen T.M., Coty J.D., et Kercher J.R., 2004.** The spatial extent of contaminants and the landscape scale: An analysis of the wildlife, conservation biology, and population modeling literature. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **23**, 798-811.
- Casida J. E. et Quistad G. B., 1998.** Golden age of insecticide research : past, present and future. *Ann. Rev. Entomol.*, **43**: 1-16.
- Cassier, P., Lafont, R., Descamps, M., Porchet, M., et Soyez, D., 1997.** La reproduction des invertébrés : stratégies, modalités et régulation. *Edition Masson.*, 354 p.
- Chabicovsky, M., Klepal, W. et Dallinger, R., 2004.** Mechanisms of cadmium Toxicity in terrestrial pulmonates programmed cell death and metallothioneins over load. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **23**: 648- 655.
- Chaignon V., Sanchez-Neira I., Herrmann P., Jaillard B., Hinsinger P., 2003.** Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental Pollution*. **123 (2)**: 229-238.
- Chalande, J., 1905.** Recherches sur les myriapodes du Sud-Ouest de la France. *Bull. Soc .Hists. Nat.* Toulouse, **38** :111 pp.
- Chandran, R., Sivakumar, A., Mohandass, S., et Aruchami, M., 2005.** Effect of cadmium and zinc on antioxidant enzyme activity in the gastropod, *Achatina fulica*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part, **140** : 422 – 426.
- Chapman R.F., 1974.** *Zanocerus variegatus* (L), an enigmatic grasshopper, proceedings of the royal *entomological Society of London.*, **39(-)**: 27-28.
- Charrier M., 1981.** Contribution à la biologie et à l'écophysiologie de l'escargot *Helix aspersa* Müller. Doctorat de 3e cycle de l'Université de Rennes I, 330 p.
- Chatterjee, S. et Bhattacharya, S., 1984.** Detoxication of industrial pollutants by the glutathione S-transferase system in the liver of *Anabas testudineus* (bloch). *Toxicology Letters* **22** : 87-198.
- Chebira, S., Soltani, N., Muylle, S., et Smagghe, G., 2006.** Uptake and distribution of the insect growth regulators – diflubenzuron, flucycloxuron and halofenozide in pupae and adults of *Tenebrio molitor*. *Phytoparasitica* **34(2)**:187 -196.
- Chen, A.C., et Kelly, T.J., 1993.** Correlation of ecdysteroids with ovarian development and yolk protein synthesis in the adult stable fly, *Stomoxys calcitrans*. *Comp.Biochem. Physiol*, **104(3)**: 485-490.
- Chen, T.T., couble, P. Delucca, F.L.,et Wyatt., 1976.** Juvenile hormone control of vitellogenin synthesis in *L.migratoria*, Pp.55-529. In L.I.Gilbert (eds): the juvenile hormone. New York: *plenum*.

Chimo, H., Downer, R.C, Hard., et Takakahashi K., 1981. Diacylglycerol-carrying lipoprotein of haemolymph of the American cockroach: Purification, characterization and function. *J. Lipid. Res*, **22** : 7-15.

Cloudsley-Thompson, J.L., et Crawford, C.S., 1970. Water and temperature relation, and diurnal rhythms of scolopendromorph centipedes. *Ent. Exp. Appl*, **13**: 187-193.

Cluzeau, D., 2006 : Dynamic Ecology. Prentice-Hall, Engelwood Clifs, NJ.

Coeurdassier, M., Saint-Denis, M., Gomot-de Vaufleury, A., Ribera, D., et Badot, P.M., 2002. The garden snail (*Helix aspersa*) as bioindicator of organophosphorus exposure: effects of dimethoate on survival, growth and acetylcholinesterases activity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20**: 1951-1957.

Coiffait, H., 1958. Les Coléoptères du sol, *suppl. vie et milieu*, n°7.

Colin, D. 2002. Méthodes de suivi écotoxicologique pour évaluer les effets des pesticides dans les tropiques. *Les invertébrés terrestres*. pp159-179.

Cooke M., Jackson G., Nickless D.J., Robrts, A., 1979. Distribution and speciation of cadmium in the terrestrial snail *Helix aspersa*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **23**:445-451.

Cortet J., Gomot De Vaufleury A., Poinso-Balaguera N., Gomot L., Texier C. et Cluzeau D., 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur. J. Soil Biol.*, **35, 3**: 115-134

Cunha, I., Mangas-Ramirez, E. et Guilhermino L., 2007. Effects of copper and cadmium on cholinesterase and glutathione S-transferase activities of two marine gastropods (*Monodonta lineata* and *Nucella lapillus*). *Comp. Biochem. Physiol*, **145**, 648-657.

D

Daas-Maamcha, O. Houd-Chaker, K. Soucha, M. T Daas, T. et Scaps, P., 2013. Effects of an Ecdysteroid Analog (RH-0345) on the Ovarian and Testicular Components of *Eupolybothrus nudicornis* (Myriapoda: Chilopoda). *Jordan Journal of Biological Sciences*. **Volume 6, Number 2**, ISSN 1995-6673 Pages 91 – 98.

Daas-Maamcha, O., 2005. Etude biologique de deux espèces de Myriapodes Chilopodes : *Eupolybothrus elongatus* (espèce régionale) et *Lithobius forficatus* (espèce septentrionale). Effets de traitements hormonaux et insecticides sur l'ovogenèse. Thèse de Doctorat d'état. Département de Biologie. Université d'Annaba.

Daas, O., Daas, T., et Descamps, M., 2003. Etude de paramètre biologique chez *Eupolybothrus nudicornis* (Myriapode Chilopode) en vue de leur utilisation pour l'évaluation de la toxicité des composés chimiques utilisée en agriculture. *Bull-Soc-Zool. Fr*, **128 (3)**: 239-246.

Daas, O., Daas, T., Scaps, P., Descamps, M., 2005. Compared toxicity of two ecdysteroid analogs (RH-0345 and RH-5992) and of a JH mimic (pyriproxyfen) on *Eupolybothrus nudicornis* (Myriapoda : Chilopoda). Hemolymph components. *Bull. Soc. Zool. Fr*. **130 (3)** : 303-313.

- Daas, O., Scaps, P., Bouzerna, N., Descamps, M., 2007.** Effects of two ecdysteroid analogs (RH-0345 and RH-2485) on vitellogenesis of *Eupolybothrus nudicornis* (Myriapoda Chilopoda). *Vie et milieu*, **57(1/2)**: 1-5.
- Daas, T., 2005.** Etude comparative de deux espèces de Myriapodes Chilopodes : *Eupolybothrus elongatus* et *Lithobius forficatus*. Cycle biologique, structure et biochimie des testicules. Effets d'analogues d'hormones de développement. Thèse de Doctorat d'état. Département de Biologie. Université d'Annaba.
- Daas, T., Bouzerna, N. et Descamps, M. 1995.** Influence des facteurs écologiques sur la répartition des Chilopodes dans l'Est Algérien. *Bull. Soc. Zool. Fr*, **120**: 21-27.
- Daas, T., 1992.** Contribution à l'étude d'un Myriapode dans la région de Annaba : *Eupolybothrus nudicornis* (Chilopoda: Myriapoda). Thèse de magister en Biologie, Université d'Annaba. 90p.
- Daguzan J., 1982.** Contribution à l'élevage de l'escargot Petit-gris: *Helix aspersa* Müller (Mollusque gastéropode pulmoné stylommatophore). *I.N.R.A.*, Centre Hélicicole de la Station du Magneraud. Saint-Pierre-d'Amilly, B.P. 52, F 17700 Surgères.
- Dajoz, R., 1998.** Les insectes et la forêt. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. *Tech & Doc*, Paris, 345p.
- Dallinger R., Berger B., Triebkorn-Köhler R. et Köhler H., 2001.** Soil biology and ecotoxicology. *The biology of terrestrial molluscs*. Barker GM. Oxon, CABI: 489-525.
- Davey, K.G., 1996.** Hormonal control of the follicular epithelium during vitellogenin uptake. *Invert, reprod. Develop.*, **30 (1-3)**: 249-254.
- David, J.F., 1987.** Consommation annuelle d'une litière de chêne liège par une population adulte du diplopode *Cylindroiulus nitidus*. *Pedobiologia*, **30** : 299-310.
- David, J.F., Devernay, S., Loucougaray, G., et Lefloc'h , E., 1998.** Below ground biodiversity in a Mediterranean landscape: Relationships between saprophagous macroarthropod Communities and vegetation structure. *Biod. Conserv*, **8**: 753-767.
- Degheele, D., 1990.** Chitin synthesis inhibitor: effets on cuticule and components; In J. Cassida (ed). *Pesticides and alternatives* pp : 377-388.
- Dellali, M., Gnassia-Barelli, M., Romeo, M. et Aissa, P., 2001.** The use of acetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* in biomonitoring of Bizertalagoon. *Comp. Biochem. Pysiol. C.*, **130**, 227-235.
- Demange, J.M., 1956.** Contribution à l'étude de la biologie en captivité de *Lithobius piceus gracilitarsis*. *Bull. Mus. Hist. Nat*, **28** : 388-393.
- Demange, JM., 1981.** Les Mille-pattes Myriapodes. Généralités, Morphologie, Ecologie, Ethologie. Détermination des Espèces de France. Editions Boubée, Paris: 281 pp.
- Damerdji A., et Djedid A., 2008.** Diversité et aperçu bioécologique de la faune malacologique associée au Genêt (*Calycotome spinosa*) dans les environs de Tlemcen (Algérie). *Bull. Mus. Hist. Nat. de Marseille. Mésogée*. **64**, 47-57.

- Denison, R.A., et Silbergeld, E.K., 1988.** Risks of municipal solid waste incineration: an environmental perspective. *Risk analysis*, **8**: 343-355.
- Deprince, A., 2003.** La faune du sol, diversité, méthodes d'étude, fonction et perspectives. *Le courrier de l'environnement de l'INRA* n°49, pp 123-138.
- Descamps, M., 1969.** Le cycle spermatogénétique chez *Lithobius forficatus* L. (Myriapodes-Chilopodes). Extrait des archives de zoologie expérimentale et générale. Tome 112-fascicule 2-PP.199-209.
- Descamps, M., 1970.** Etude cytologique de la spermatogénèse chez *Lithobius forficatus* L. (Myriapodes- Chilopodes). Extrait des archives de zoologie expérimentale et générale. Tome 110-fascicule 3-PP.349-361.
- Descamps, M., 1971.** Le cycle spermatogénétique chez *Lithobius forficatus* (Myriapode, Chilopode), influence des facteurs externes sur l'évolution du testicule et des vésicules séminales. *Arch. Zool. Exp. Gén.*, **112**: 731-746.
- Descamps, M., 1992.** Influence de la 20 hydroxyecdysone sur les synthèses d'ARN dans les ovocytes de *Lithobius forficatus* L. (Myriapode Chilopode). *Bull. Soc. Zool. Fr.* **117**: 139-147.
- Descamps, M., Leub. et Gharib, B. 1989.** Ecdystéroïd changes during the life cycle of the centipede *Lithobius forficatus* L. (Myriapoda, chilopoda). *Advances comparative endocrinology*. **1**: 193-196.
- Dethier, M., et Dumoulin, C., 2004.** Estimation de la dérive faunistique dans le milieu sous terrain, exemple de la grotte Monceau, *Bulletin des chercheurs de la Wallonie*, **6 (3)** : 91-100.
- Diamantino, T.C., Almeida, E., Soares, A.M., Guilhermino, L., 2003.** Characterization of cholinesterases from *Daphnia magna* and their inhibition by zinc. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **71**, 219-225.
- Di Castri, F., et Astidillo, V., 1966.** Análisis de algunas causas abióticas de variación en la densidad de la fauna del suelo. in *Progressos en Biología del Suelo. Actas del I Coloquio Latinoamericano de Biología del Suelo. Monogr. I. Unesco Montevideo*, pp. 371-377.
- Douafer, L., 2010.** Evaluation de la pollution des sols de quelques biotopes de l'Est algérien par l'utilisation d'un bioindicateur, *Helix aspersa* (Mollusca, Gasteropoda) : inventaire, activité enzymatique et composition physico-chimique des sols. Mémoire de magistère en Biologie Animale, option Ecotoxicologie. Département de Biologie, Université d'Annaba. 98p.
- Douafer, L., et Soltani N., 2014.** Inventory of Land Snails in Some Sites in the Northeast Algeria: Correlation with Soil Characteristics. *Advances in Environmental Biology*, **8 (1)**, 236-243.
- Dolezych, B, Zawisza-Raszka A, Dolezych, SS, Migula, P, et Ligaszewski M. 2010.** Effects of nickel exposure and acute pesticide intoxication on acetylcholinesterase, catalase and glutathione-S-transferase *International Journal of Environment and Pollution*, Vol. 40, No. 4. ; 380-390

Downer, R.G.H., 1985. Lipid metabolism in G A Kurkut et L Gilbert (eds). *Comprehensive insect biochemistry, physiology and pharmacology*, pergamon press, Oxford. **10**, 77-113.

Dubosco, M., 1994. La glande venimeuse des Myriapodes Chilopodes. C. R, Soc. Phylie, **119**: 352-354.

Duchateau, G., et Florking., 1959. For trehalosemie of insects and its signification. *Arch. Insect. Physiol. Biochem*, **67**: 306-314.

E

Eason, EH., 1964. Centipedes of the British Isles, Frédéric Warne and Co Ltd, London: 294 pp.

Eason, EH., 1982. A review of the north-west European species of Lithobiomorpha with a revised key to their identification. *Zoological Journal of the Linnean Societys*, **74** : 9-33.

Ecobichon, D.J., 1996. Toxic effects of pesticides. In Klaassen C.D. (ed). Casarett and Doull's Toxicology ; the basic science of poisons Mc Graw-Hill, New York, pp. 643-689.

EL Wakil, H.B., et Radwan, M.A., 1991. Biochemical studies on the terrestrial snail *Eobania vermicula* (Müller) treated with some pesticides, J. Environ . sci . Health, B26, 479-489.

Eldafrawi, A.T., 1985. Acetylcholinesterase and anticholinesterase. In: Kerkut, G.A. & Gilbert, L.I. (Eds.). *Compressive Insect Physiology, Biochemistry and Pharmacology*. New York, Pregamon press, **12**: 115-130.

El-Gendy, K.S., Radwan, M.A. et Gad, A.F., 2009. In vivo evaluation of oxidative stress biomarkers in the land snail, *Theba pisana* exposed to cooper-based pesticides. *Chemosphere*, **77**, p.339-344

Ellman, G. L., Courtney, K. D., Andres, V. et Featherstone, R. M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology*. **7**: 88-95.

Estrada-Mandaca, S., Lougarre A. et Fournier, D., 1998. Drosophila Acetylcholinesterase : Effect of post-traductional modifications on the production in the baculovirinis system ond substrate metabolisation. *Archives of insect. Biochemistry and Physiology*. **38**: 84-90.

F

Fabre, J.H., 1855. Recherche sur l'anatomie des organes reproducteurs et sur le développement des Myriapodes. Thèse de Doctorat. Zoologie. Chapman and Hall, London. 256 p.

Fabre, J.H., 1885. Recherches sur l'anatomie des organes reproducteurs et sur le développement des Myriapodes. *Ann. Sci. Nat. Zoo*, **3** :257-316.

- Fabre, M. C., Descamps, M. et Baert, J.L., 1990.** Identification and partial characterization of vitellin and vitellogenin from *Scolopendra cigulata* Latreille (Myriapoda Chilopoda). 8thInternational Congress of Myriapodology. Ber. Nat-med. Verein. Innsbruck. Austria. **10:** 117-121.
- Fairbrother, A., Wenstel R., Sappington K., et Wood W., 2007.** Framework for metals riskassessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **68**, 145-227.
- Farombi, E. O., Adelowo, O. A. et Ajimoko, Y. R., 2007.** Biomarkers of Oxidative Stress and HeavyMetal Levels as Indicators of Environmental Pollution in African Cat Fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **4 (2)**, 158-165.
- Ferrer, L., Andrade, S., Asteasuain, R., et Marcovecchio, J., 2005.** Acute toxicities of four metals on the early life stages of the crab *Chasmagnathus granulata* from Bahia Blanca estuary, Argentina. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, **65 (2)**: 209-217.
- Fischesser, B., et Dupuis-Tate, M.F., 2007.** Le guide illustré de l'écologie. Éditions de la Martinière et Cemagref, Paris, 354pp.
- Florence, G., Agnés, J., Vincent, T., Maria, J., Richard P., et Cosson., 2002.** Influence of metal exposure on metallothionein synthesis and lipid peroxidation in two bivalve molluscs: the oyster (*Crassostrea gigas*) and the mussel (*Mytillus edulis*). *Living Resour*, **15**: 61-66
- Forbes, V. E., et Forbes, T. L., 1994.** Ecotoxicology in Theory and Practice. Chapman & Hall, London, UK.
- Forbes, V.E., Forbes, T.L., 1997.** Ecotoxicologie. Théorie et applications. INRA, Paris, France.
- Forget, J., Pavillon, J.F., Bellaeff, B. et Bo queen, G., 1999.** Joint action of pollutants combinations (pesticides and metals) on survival (LC50 value) and acetylcholinesterase activity of *Tigriopus brevicornis* (Copepoda, Harpacticoida). *Environ. Toxicol. Chem.*, **18 (5)**, 912-918.
- Fournier, D., et Mutero, A., 1994.** Modification of acetylcholinesterase as a mechanism of resistance to insecticides. *Comp. Biochem. Physiol.* **108 C**: 9.
- Franciosa, H., Berge, J.B., 1995.** Glutathione S-transferases in housefly (*Musca domestica*): Location of GST-1 and GST-2 families. *Insect Biochem. Molec. Biol.* **25**, 311-317.
- Freyssinel, G., 2007.** Etudes de la diversité de la pédofaune dans les systèmes agro forestiers, programme CASDAR Agroforestier 2006-2008, Recherche et développement de la France, 46p.
- Freites, L., Fernandez-Reiriz, M. J. et Labarta, U., 2002.** Fatty acid profiles of *Mytilus galloprovincialis* (LmK) mussel of subtidal and rocky shore origin. *Comparative Biochemistry and physiology Part B*, **132**: 453-461.
- Fukami, J. et T. Shishido., 1966.** Nature of soluble, glutathione-dependent enzyme system active in cleavage of methyl-parathion to desmethyl parathion. *J. Econ. Entomol.* **59**: 18B8-1346.

Fulton, M., et Key, P.B., 2001. Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects. *Environ. Toxicol. Chem*, **20**: 37- 45.

G

Gäde, G., Hoffmann, K.H et Spring, J.H., 1997. Hormonal regulation in insects: facts, gaps, and future directions. *Physiol. Rev*, **77**: 963-1032.

Galloway, T.S et Depledge, M.H., 2001. Immunotoxicity in invertebrates: measurement and ecotoxicological relevance. *Ecotoxicology*, **10**: 5-23.

Gaouaoui, R., 2006. Activité d'un agoniste des ecdystéroïdes, le tebufenozide, sur la maturation sexuelle et le potentiel reproducteur d'un ravageur des denrées stockées *Ephestia kuehniella* Zeller. Thèse de Magister. Département de Biologie. Université d'Annaba.

Garrara, N., 2010. Evaluation de la toxicité de certains polluants industriels sur un animal bioaccumuleur (gasteropode: *Helix aspersa*):cas des metaux. Thèse de Doctorat (es), Université Badji Makhtar Annaba, 102pp.

George, S.G., 1994. Enzymology and molecular biology of phase II xenobiotic- conjugation enzyme in fish. In *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical, and Cellular Perspectives*. (D. C. Malins and G. K. Ostrander, Eds.). pp. 37-85. Lewis, Boca Raton, FL.

Gheid S. 2006. Effets secondaires d'un xénobiotique (halofénoside) sur un organisme non visé : *P. kerathurus* : aspects biochimique et histologique. Mémoire de magistère en Biologie et Physiologie Animale, option Reproduction et Développement. Université d'Annaba, Département de Biologie.

Gimbert, F., 2006. Cinétique de transfert de polluants métalliques du sol à l'escargot .Thèse de doctorat, université de franche comté, France.192 p.

Gimbert, F., de Vaufleury, A., Douay, F., Coeurdassier, M., Scheifler, R., et Badot, P.M., 2006. Modelling chronic exposure to contaminated soil: a toxicokinetic approach with the terrestrial snail *Helix aspersa*. *Environment International*, **32**, 866-875.

Gilbert, L.I., Granger, N.A., et Roe, R.M., 2000. The juvenile hormones: historical facts and speculations on future research directions. *Insect Biochemistry and Molecular Biology* **30**: 617-644.

Gobat, J.M., Aragno, M., et Mathey, W., 1998. Le sol vivant: bases de pédologie et biologie des sols. Coll. Gérer l'environnement. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausanne.523p

Gobat, J.M., Aragno, M., et Matthey, W., 2003. Le Sol Vivant (2èmeédition). PPUR, Lausanne, 569pp.

Godin, M., Feinbert, M.H., et Ducauze, C.J., 1985. Modeling of soil contamination by air-borne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, **10**: 97-114.

Goldsworthy, G.J., Mordue, W. et Guthkelch, J., 1972. Studies on insect adipokinetic hormones. *Gen. Comp. Endocrinol*, **18 (3)**: 545.

Gomot, A., 1997. Effets des métaux lourds sur le développement des escargots. Utilisation des escargots comme bio-indicateurs de pollution par les métaux lourds pour la préservation de la santé de l'homme. *Bull. Acad. Natle.Méd*, **181** : 59-75.

Goudard, A., 2007. Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI, 216p.

Grara, N., 2011. Evaluation de la toxicité de certains polluants industriels sur un animal bioaccumulateur (gastéropode *Helix aspersa*) : Cas des métaux. Thèse en science de la vie, Option: Toxicologie cellulaire, Université de Annaba, 120p.

Grassé, P.P., et Doumenc, D., 2000. Zoologie des invertébrés, Masson science, édition Dunode : 214-220.

Grosscurt A.C. et Anderson S.O., 1980. Effect of diflubenzuron on some chemical and mechanical properties of the elytra of *Leptinotarsa decemlineata*. *Proc. K. Ned. Akad. Wet.*, **83C**: 143-50.

Guilhermino L., Barros P., Silva M.C. et Soares A., 1998. Should the use of inhibition of cholinesterases as aspecific biomarker for organophosphate and carbamate pesticides be questioned? *Biomarkers.*, **3**: 157-163.

H

Habes, D., Morakchi, S., Aribi, N., Farine, J.P et Soltani., 2006. Boric acid toxicity to the german cockroach. *Blattella germanica*: alterations in mudgut structure and acetylcholinesterase and glutathione S-transferase. *Pest. Biochem. Physiol*, **84**: 17-24.

Habes, D., Messiad, R. et Gouasmia., S. et Grib, L., 2013. Effects of an inorganic insecticide (boric acid) against *Blattella germanica*: Morphometric measurements and biochemical composition of ovaries. *African Journal of Biotechnology*. Vol. **12 (18)**, pp. 2492-2497

Habig, W.H., Pabst, M.J. et Jakoby, W.B., 1974. Gluthation-S-transferases: the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, **249**: 7130-7139.

Hamdani, A., 2007. Caractérisation biochimique des populations de *Donax trunculus* vivant dans deux sites du golfe d'Annaba : Dosage des acides nucléiques et analyse qualitative et quantitative des protéines. Thèse de Magistère en Biologie Animale option Ecologie Animale Université d'Annaba., 83p.

Hami, M., Taïbi, F., Smaghe, G., et Soltani-Mazouni, N., 2005. Comparative toxicity of the ecdysone agoniste insecticides against the mediterranean flor moth. *Comm. Appl. Biol. Sci. Ghent University*, **70**: 767-772.

- Hamon, R.E., McLaughlin, M.J., Naidu, R., et Correll, A., 1998.** Long- term changes in cadmium bioavailability in soil. *Environmental Sciences and Technology*, **32**: 3699-3703.
- Hamra-Kroua, S. et Cancela Da Fonseca, J.P. 2009.** Dynamique saisonnière du peuplement de Collembolés d'un sol agricole de la ferme pilote d'El-Baaraouia (Constantine, Algérie). *Bull. Instit. Sci. Rabat*, (Sciences de la Vie), **31**: 33-43.
- Harnish, D.G. et White, B.N., 1982.** Insect vitellus, identification, purification and characterization from eight orders. *J. EXP. ZOOL.*, **220** : 1- 10.
- Hawksworth, D.L. 1995.** *Biodiversity Measurement and Estimation*. Chapman and Hall, London.
- Hayes, J.D., Flanagan, J.U. et Jowsey, I.R., 2004.** Glutathione transferases. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.*, **45**, 51 – 88.
- Helbing, G., 1985.** Jahreszeitliche Veränderungen des Hämolympheproteinpektrums von *Lithobius forficatus* (L.) (Chilopoda). – Zoologische Jahrbücher. Abteilung für allgemeine Zoologie und Physiologie der Tiere, **89**: 99–106.
- Helbing, G., 1989.** Postecdysiale Kutikulaprotein-, Hämolympheprotein- und Chitin-Syntheseaktivität bei *Lithobius forficatus* (L.) (Chilopoda). – Zoologische Jahrbücher Abteilung für allgemeine Zoologie und Physiologie der Tiere, **93**: 219–226.
- Heliölä, J., Koivula, M., et Niemelä, J., 2001.** Distribution of Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone, *Conserv. Biol.* **15**: 370–377.
- Herbaut, C., et Joly., 1972.** Activité ovarienne et cycle ovogénétique chez *Lithobius forficatus* L. (Myriapode, Chilopode). *Arch. Zool ; exp. gén.*, **113** : 215-225.
- Herbaut, C. C., 1974.** Etude cytochimique et origine des enveloppes ovocytaires chez *Lithobius forficatus*. L (Myriapode, chilopode).
- Herbaut, C., 1975.** Influence des facteurs externes sur le cycle ovogénétique chez *Lithobius forficatus* (Myriapode, Chilopode). *Arch. Zool. Exp. Gén.*, **116**: 293-302.
- Herbert, A., Guilhermino, L., Assis, H.C.S. et Hansen, P.D., 1995.** Acetylcholinesterase activity in aquatic organisms as pollution biomarker. *Zeitschrift Angewandte Zool.*, **3**, 1-5.
- Herbert, D.G. 1998.** Molluscan conservation in South Africa: Diversity, issues and priorities, pp. 61–76. In: Killeen, I.J., M.B. Seddon & A.M. Holmes(eds.). Molluscan Conservation: A Strategy for the 21st Century. *Journal of Conchology Special Publication 2*. Dorchester (United Kingdom): Conchological Society of Great Britain and Ireland, Dorset Press.
- Hooper, D., Buchmann, N., Degrange, V., Di'az, S.M., Gessner, M., Grime, P. 2002.** Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: *Biodiversity and Ecosystem Functioning* (eds Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P.). Oxford University Press, Oxford, pp. 195–208.

Hope B.K., 2005. Performing spatially and temporally explicit ecological exposure assessments involving multiple stressors. *Human and Ecological Risk Assessment*, **11**, 539-565.

Hopkin, S.P., 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. *Elsevier Applied science*, NY, USA, 366 p.

Houd, K., 2013. Etude écotoxicologique des Myriapodes dans le Nord-Est Algérien (Biodiversité, Toxicité d'un régulateur de croissance et Bioaccumulation des métaux lourds en période de reproduction) chez *Eupolybothrus nudicornis* (Myriapoda, Chilopoda). Thèse de Doctorat. Département d'agronomie. Université El-Tarf, 245 p.

I

Iorio, E., et Geoffroy, J.J., 2006. Etude des Scolopendromorphes français du genre Cryptops (Leach., 1814) Première partie : *Cryptops parisi* (Brolemann., 1920) et *C. parisi*.

Iorio, E., 2002 a. Observation du comportement et de la reproduction de *Lithobius forficatus* (Linné, 1758) (Chilopoda, Lithobiomorpha, Lithobiidae, Lithobiinae). *Le Bulletin de Phyllie* **12**:15-20.

Iorio, E., 2002 b. Sexage des Lithobiomorphes. *Le Bulletin de Phyllie*, **13** :34-40.

Iorio, E., 2003. Comparaison des ecdysis des genres *Lithobius* (Leach, 1814) (Chilopoda, Lithobiomorpha, Lithobiidae) et *Scolopendra* (Linné, 1758) (Chilopoda, Scolopendromorpha, Scolopendridae). *Le Bulletin de Phyllie*, **15** : 23-27.

Iorio, E., 2004 a. La Lithobie à pinces *Lithobius forficatus* (Linné, 1758), un exemple de Chilopode. *Insectes*, **133**: 23-26.

Iorio, E., 2004 b. Les appareils venimeux des Chilopodes (Myriapoda) : mécanismes et pathologies. *Le Bulletin de Phyllie*, **20** :23-33.

Iorio, E., 2005. Les appareils venimeux des Chilopodes mécanisme et pathologie, Fascicule 2 de phyllie (Arthropoda), 44pp.

Ishaaya, I. et Horowitz, A. R. 1998. Insecticides with novel modes of action, an overview In: Insecticides with novel modes of action, Mechanism and Application. (I. Ishaaya and D. Degheele, eds.) *Springer-Verlag, Heidelberg Germany*. pp: 1-24.

Ishaaya I. et Casida J.E., 1974. Dietary TH 6040 alters composition and enzyme activity of housefly larvae cuticle. *Pesticides Biochemistry and Physiology*., **4**: 484-490.

Ishaaya I., Konsedalov S. et Horowitz A. R., 2002. Emamectin, a novel insecticide for controlling field crop pests. *Pest Manag. Sci.*, **58**: 1091-1095.

J

Jakanovic, M., 2001. Biotransformation of organophosphorus compounds. *Toxicol*, **166**:139-160.

Janssen, M. P. M., Ma, W.-C., et Van Straalen, N. M., 1993. Biomagnification of metals in terrestrial ecosystems. *Sci. Total Environ.* **12**: 511-524.

Jeppesen L. L., et Nygard K., 1976. The influence of photoperiod, temperature and internal factors on the hibernation of *Helix pomatia* L. (Gastropoda, Pulmonata). Videnskabelige Meddelelser fra Dansk Naturhist. Forening, **139**, 305–329.

Jess S., et Marks R.J., 1998. Effect of temperature and photoperiod on growth and reproduction of *Helix aspersa* var. *maxima*. *Journal of Agricultural Science*, **130**, 367-372.

Joly, R., 1966. Contribution à l'étude du cycle de mue et de son déterminisme chez les Myriapodes Chilopodes, Thèse de doctorat ès Sciences Naturelles, Faculté des sciences de Lille. Imprimerie P. Fanlac, Lille : p 110.

Joly, R., et Descamps, M., 1969. Evolution du testicule, des vésicules séminales et cycle spermatogénétique chez *Lithobius forficatus* L. (Myriapode, Chilopode). *Arch. Zool. Exp. Gén.*, **110**: 341-348.

Joly, R., et Descamps, M., 1988. Endocrinology of Myriapods. In: Endocrinology of Selected Invertebrate Types, pp.429-449, Laufer, H. and Downer, R.G. H. Eds., Alan R. Liss, New-York.

Juberthie-Jupeau, L., 1963. Recherches sur la reproduction et la mue des Symphyles, *Arch. Zool. Exptl.* **102**: 1-172.

Jumel, A. et Lagadic, L., 2000. Metabolism of polysaccharides in *Lymnaea palustris* (Mollusca, Gastropoda) exposed to 4-nonylphenol and nonylphenol dodecylethoxylate in mesocosms. Third SETAC World Congress. Global Environmental Issues in the 21st Century: Problems, Causes and Solutions. Brighton, Angleterre.

K

Kammenga, J.E., Dallinger, R., Donker, M.H., Kohler, H.R., Simonsen V., Triebkorn R. et Weeks J.M., 2000. Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assessment. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol 164. G.W. Ware (Eds.). 175 Fifth Ave/New York/NY 10010/USA, Springer- Verlag. 93-147.

Kanost, M., Kawooya, J.K., Lan., R.O., Van Heudsdén, M.C., et Ziegler, R., 1990. Insect hemolymph proteins, pp:299-396. In : P.D.Evans et V.B.Wigglesworth(Eds). *Adv. InsectPhysiol.*, Vol. **22**. Acad.Press, London.

Kapustka, L.A., 2008. Limitations of the current practices used to perform ecological risk assessment. *Integrated. Environmental Assessment and Management*, **4**, 290-298.

- Kellouche, A. et Soltani N., 2006.** Impact of Hexaflumuraon, a Chitin synthesis inhibitor, on growth, development and reproductive performance of the progeny in *Callosobruchus maculatus* after adult treatments. *African Journal of Agricultural Research*, **1 (3)**: 57-64.
- Keeley, L.L., 1985.** Physiology and biochemistry of fat body, in G.A. Kerkut et L.I Gilber (eds). *Comprehensive insect Biochemistry, Physiology and Pharmacology*, vol: 3, pp211-248. Pergamon Press, Oxford.
- Kevan, D.K., 1999.** Scudder illustrated keys to the families of Ter Arthropods of Canada. 1. Myriapods. Commission biologique du Canada : p 88.
- Khan, Z.R., Midega C.A.O., Njuguna E.M., Amudavi D.M., Wanyama J.M. et Pickett J.A., 2008c.** Economic performance of push-pull technology for stemborer and Striga weed control in small holder farming systems. *Crop Prot.*, **27**: 1084-1097.
- Khebbab, Meh, Gaouaoui R. et Bendjeddou F., 2008.** Tebufenozide effects on the reproductive potentials of the mediterranean flour moth, *Ephestia kuehniella*. *Afr. J. Biotech.*, Vol. **7(8)**, 1166-1170.
- Khessiba, U.N., Hoarau, P., Magnassia, B., Aissa, P. et Romèò, M., 2001.** Réponse biochimique de la moule *Mytilus galloprovincialis* du lac de Bizerte (Tunisie) à une exposition du polluant chimique. *Environ. Toxicol. Chem.*, **40**, 222-229.
- Kilani-Morakchi, S., Aribi N., Farine J.P., Smaghe G. et Soltani N., 2009 b.** Halofenozide affects sexual behaviour, cuticular hydrocarbons and reproduction in the female Germann cockroach *Blattella germanica* (Dictyoptera, Blattellidae). *Belg. J. Zool.*, **139 (2)**: 147-155.
- Kilby, B.A., 1963. The biochemistry of the insect. *Fact. Adv. Insect. Physiol.* **1**, 112-174.
- Killeen, I. J. et M.B. Seddon., 2004.** Molluscan Biodiversity and Conservation. *Journal of Conchology Special Publication* 3: 172.
- King, E., 1925.** Oogenesis in *Lithobius forficatus*. *Sci. Proc. Roy. Dub. Soc.* **18**: 29-36.
- Kinzig, A., Pacala, S.W. et Tilman, D., 2002.** *The Functional Consequences of Biodiversity*. Princeton University Press, Princeton, NJ. Lavorel
- Koch A., 1925.** Morphologie des Einvachtums des Chilopodes. *Z. Zell fosch.*, **2** : 293-346.
- Konno, Y. et T. Shishido., 1985.** Resistance mechanism of the rice stem borer to organophosphorus insecticides. *J. Pestic; Sci.* **10**: 285-287.
- Kulakosky, P.C. et Telfer W.H., (1987).** Selective endocytosis, invitro, by ovarien follicles from hyalophore cecropia. *Insect biochem.*, **17(6)** : 845-858.
- Kunkel, G J., et Nordin, J H., 1985.** Yolk proteins. In: “*Comprehensive Insect Biochemitry, Physiology and Pharmacology*” (edited by G. A. Kerkut and L. I.Gilbert) v. **1**, p. **83–111**. Pergamon Press, Oxford.

L

- Labrot, F., Ribera, D., Saint-Denis, M. et Narbonne, J. F., 1996.** In vitro and in vivo studies of potential biomarkers of lead and uranium contamination : lipid peroxydation, acetylcholinesterase and glutathione peroxydase activities in three non-mammalian species. *Biomarkers*, **1** : 21-28.
- Lacey, L.A. et Orr B.K., 1994.** The role of biological control of mosquitoes in integrated vector control. *Amer. J. Med. Hyg.*, **50**(6): 97-115.
- Lafont, R., 1994.** Contrôles hormonaux des mues métamorphoses des Arthropodes. Faits établis et questions ouvertes *Bull. Soc. Zool. Fr*, **199** : (3) 185-199.
- Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.C., et Ramade, F., 1997.** Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. *Masson (Eds.) Paris* : 1-9.
- Lagisz, M., Kramarz, P., Laskowski, R., et Tobor, M., 2002.** Population parameters of the beetle *Pterostichus oblongopunctatus* F. from metal contaminated and reference areas. *B. Environ. Contam. Tox*, **69** :243-249.
- Larba, R., 2014.** Biosurveillance de l'environnement dans la région Est :mesure de biomarqueurs chez *Helix aspersa* etcorrélation avec les caractéristiques physico-chimiquesdes sols. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Larget, L et De Barjac H., 1981.** Spécificité et principe actif de *Bacillus thuringiensis* var. israelensis. *B. Soc. Pathol. Exot.*, **74**: 216-227.
- Lauterburg, D.J. et Mitchel, J.R., 1981.** Gillette, bromobenzene-induced liver necrosis, protective roleof glutathione and evidence for 3,4-bromobenzene oxide as the hepatic intermediate. *Pharmacol.*, **11**:151-169.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. et Rossi, J.P., 2006.** Soil invertebrates and ecosystem services. *Europ. J. Soil. Biol.*, **42**: 3-15.
- Lavelle, P., Martin, A., Blanchart, E., Gilot, C., Melendez, G., et PashanasI, B., 1991.** Conservation de la fertilité des sols de savane par la gestion de l'activité de la macrofaune du sol. *Savanes d'Afrique, terres fertiles*, **12** : 371-400.
- Leonova I.N et Slynko N.M., 2004.** Life stage variations in insecticidal susceptibility and detoxification capacity of the beet webworm, *Pyrausta sticticalis* L. (Lep: Pyralidae). *Blackxell Verlag. Berlin*, **128** (6): 419-425
- Leśniewska, M., Bonato, L., et Fusco, G., 2009.** Morphological anomalies in a Polish population of *Stigmatogaster subterranea* (Chilopoda: Geophilomorpha): a multi-year survey. *Soil Organisms*, **81** (3): 347–358
- Lewis, J. G. E., 1961.** The life history and ecology of littoral centipede *Strigamia maritime* (Scolioptanes) (Leach). *Proceedings of the zoological Society of London*, **137**: 221-247.
- Lewis, J. G. E., 1981.** The biology of centipedes. Cambridge University Press, Cambridge, London: 476 pp.

Lin, Y. W, Wu G, Miyata T., 2007. Insecticide susceptibility of surviving *Cotesia plutellae* (Hym: Braconidae) and *Diaeretiella rapae* (M'Intosh) (Hym: Aphidiidae) as affected by sublethal insecticide dosages on host insects., *Pest Manag Sci.* ,**63(9)**:841-50.

Loreau, M., 2001. Microbial diversity, producer-decomposer interactions and ecosystem processes: a theoretical model. *Proc. Roy. Soc. London. Ser. B*, **268**, 303–309.

Loreau, M., Downing, A.L., Emmerson, M.C., Gonzalez, A., Hughes, J.B., Inchausti, P. et al. (2002a). A new look at the relationship between diversity and stability. In: *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives* (eds Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P.). Oxford University Press, Oxford, pp. 79–91

Loreau, M., Naeem, S. et Inchausti, P. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford.

Lubbock J., 1861. Note on the géneratuée organs and the formations oh eggs in the in the *annulosa. phil. trans.* 151: 595-627.

Lucantoni, L., Giusti, F., Cristofaro, M., Pasqualini, L., Esposito, F., Lupetti, P. et Habluetzel, A., 2006. Effects of a neem extract on blood feeding, oviposition and oocyte ultrastructure in *Anopheles stephensi* Liston (Diptera: Culicidae). *Tissue and Cell* **38**: 361-371

Lukkari, T., Taavitsainen, M., Väisänen, A., et Haimi, J., 2004. Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils. *Ecotox. Environ. Safe*, **59 (3)** : 340-348.

Lumbreras, C I., Galante E., et Mena I., (1991). Ovarien condition as an indicator of the phenologyof Bupas. *Ann. Entomol. Soc. Ann*, **84**: 190-194.

M

Machala M., Vondracek J., Blaha., Ciganek M. et Neca., 2001. Aryl hydrocarbon receptor-mediated activity of mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbons determined using in vitro reporter gene assay. *Mutat. Res.*, **497**: 49-62.

Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., et Brahmis, Z., 2010. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental. Pollution*, **158**: 2294–2301.

Mahendru V.K., Agarwal R.A., 1981. Changes in carbohydrate metabolism in various organs of the snail *Lymnaea acuminata* following exposure to trichlorfon. *Acta of Pharmacology*. **48**: 377-381.

Maiza, A., Kilani-Morakchi, S., Farine, J.P., Smagghe, G., Aribi, N et Soltani, N., 2004. Reproductive effets in Germain cockroaches by ecdysteroid agonist RH-0345, juvenile hormone analogue methoprene and carbamate benfuracab. *Comm. APP. Boil. Ghent University*, 69/3.P 257.

Masaya, M., Yoshinobu, H., Ai, Y., Maki, K., Yasuo, O., 2002. Determination of cellular levels of nonprotein thiols in phytoplankton and their correlation with susceptibility to mercury, *Journal of Phycology*, **38** (5): 983.

Mastumura, F., 1985. Toxicology of insecticides, 2nd edn. Plenum Press; New York-London.

Mathieu, C et Pieltain F., 1998. Analyse physique du sol, Méthodes choisies. Eddition Lavoisier, TEC et DOC. 380pp.

Menta, C., et Parisi V., 2001. Metal concentrations in *Helix pomatia*, *Helix aspersa* and *Arion rufus*: a comparative study. *Environmental Pollution*, **115**, 205-208.

Merian, E., Anke, M., Ihnat, M., et Stoeppler, M., 2004. Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. 2nd Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 1806pp .

Mineau P., 2005. A Review and Analysis of Study Endpoints Relevant to the Assessment "Long Term" Pesticide Toxicity in Avian and Mammalian Wildlife. *Ecotoxicology*,14, 775-799.

Modrzewska, B., et Wyszowski M., 2014. Trace metals content in soils along the state road 51(north eastern Poland). *Environ Monit Assess*, **186**, 2589–2597. doi : 10.1007/s10661-013-3562-z.

Møller, V., Forbes, V.E., et Depledge, M.H., 1994. Influence of acclimation and exposure temperature on the acute toxicity of cadmium to the freshwater snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae). *Environ. Toxicol. Chem.*, **13**:1519-1524.

Mozdzer, T.J., Kramarz, P., Piskiewicz, A., et Niklinska, M., 2003. Effects of cadmium and zinc on larval growth and survival in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus*. *Environ. Int*, **28** : 737-742.

Mulder R. et Gijswijt M.T., 1973. The laboratory evaluation of two promising new insceticides which interfere cuticle deposition. *Pest. Sci.*, **4**: 737-745.

Murukami, Y., 1958. The life-history of *Bothropolys asperatus* (L. Koch). *Zool. Mag. Tokyo*, **67**: 217-223.

Nadji, S., 2004. Variation saisonnières et annuelles de quelques paramètres biométriques et biochimiques chez trois espèces de bivalves pêchées au niveau d'une lagune saumâtre, lac El-Mellah, El Kala. Mémoire de magistère en Biologie et Physiologie Animale, Université d'Annaba, Département de Biologie, 81.p.

N

Nadji, S., 2004.Variation saisonnières et annuelles de quelques paramètres biométriques et biochimiques chez trois espèces de bivalves pêchées au niveau d'une lagune saumâtre, lac El-Mellah, El Kala. Mémoire de magistère en Biologie et Physiologie Animale, option Reproduction et Développement, Université d'Annaba, Département de Biologie, 81.p.

Nath, V., 1924. Oogenesis in *Lithobius Forficatus*. *Prod. Cambridje phil. soc.* **1**: 148-157.

Norrevang, A., 1968. Electron microscopic morphology of oogenesis. *Int. Rev. Cytol.* **23**: 113-186.

Notten, M.J.M., Oosthoek A.J.P., Rozema J., Aerts R., 2005. Heavy metal concentrations in a soil-plant-snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental Pollution.* **138** (1): 178-190.

Novacek, M. J., 2001. Character distributions are phylogenetic evidence. *Paleobiology.* **27** (1): 172-173.

Nzengue, Y., 2008. Comparaison des mécanismes de toxicité redox du cadmium, du cuivre et du zinc: place des métallothionines et de P53. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier-Grenoble 1, France. 299 p.

O

Oberlander, H. et Silhacek D.L., 1998. New perspectives on the mode of action of benzolphenyl urea insecticides. In/ I. Ishaaya and D. Degheele, Editors, Insecticides with novel Modes of action: *Mechanisms and application*, Springer, Berlin., pp: 92-105.

Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia.

P

Padmaja, R.J. et Rao., M.B., 1994. Effect of an organochlorine and three organophosphate pesticides on glucose, glycogen, lipid and protein contents in tissues of freshwater snail, *Bellamya dissimilis* (Müller), *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **53**: 142-148.

Paoletti M. G et Pimentel D.S., 2000. Environmental risks of pesticides versus genetic engineering for agricultural pest control. *Journal Agricultural Environmental Ethics.*, **12**: 279-303.

Parrant M., 1998. Le métabolisme des xénobiotiques chez les Bivalves. *Sci. Life.*, **321** : 485-894.

Pascual, N., Cerdà, X., Benito, B., Tomà, J., Piulachs, M.D., et Bellés, X., 1992. Ovarian ecdysteroid levels and basal oöcyte development during maturation in the cockroach *Blattella germanica* (L.). *J. Insect Physio*, **38** (5) : 339-348.

Payne, J. F., Mathieu, A., Melvin, W. et Fancey, L. L., 1996. Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. *Mar. Poll. Bull.*, **32**, 225-231.

Peccini, E., Staudenmann, W., Albergoni, V., Gabriel, R.D., et James, P., 1994. Purification and primary structure of metallothioneins induced by Cadmium in the protists *Tetrahymena pigmentosa* and *Tetrahymena pyriformis*. *European journal of Biochemistry*, **226**: 853-859.

Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarres, J.F., 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, **330**, 1496–1501.

Perrier, R., 1970. La faune de la France en tableaux synoptiques illustrés, tome III. Librairie Delagrave, Paris : p 10-17.

Peršić, A., 2004. Modalités de contamination par les polluants organiques persistants des réseaux trophiques lagunaires. Application de la méthode des isotopes stables. Thèse de Doctorat. Université Paris XI. 159p.

Petrivalsky M., Machala M., Nezveda K., Piacka V., Svobodova Z. et Drabek P., 1997. Glutathione- dependent detoxifying enzymes in rainbow trout liver: Search for specific biochemical markers of chemical stress. *Environ. Toxicol. Chem.*, **16**: 1417-1421;

Pimm, S. L., G. J. Russell, L. Gittelman, et T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science* **269**:347-350.

Pimm, S. L. et Raven, P., 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843–845.

Pizl, V., et Josen, G., 1995. Earthworm communities along a gradient of urbanisation. *Environ. Pollut*, **90** : 7-14.

Poser, G., 1992. The centipedes (Myriapoda, Chilopoda) of limestone beech stand; population ecology, nutrition, biology and community structural.

Prasath, S., 1992. vitellogenin and vitellin of a millipede *spirostreptusasthenes* ; occurrence, isolation and partial caractérisation, **21(B)**: 865- 870.

Punzo, F. 1993. Ovarian effects of sublethal concentration of mercuric chloride in the river frog, *Rana heckscheri* (Anura: Ranidae). *Bull Environ Contam Toxicol* **50**: 385-391.

Pussemier L., et Walter S., 2004. Instruments de mesure et de l'utilisation de produits phytosanitaires dans un contexte de développement durable. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 9p.

R

Rabea, E.I, Nasr H.M, Badawy ME., 2009. Toxic Effect and Biochemical Study of Chlorfluazuron, Oxymatrine, and Spinosad on Honey Bees (*Apis mellifera*), Arch Environ Contam Toxicol.

Rabitsch, W.B., 1996. Metal accumulation in terrestrial pulmonates at a lead/zinc smelter site in Arnoldstein, Austria. *Bull Environ Contam Toxicol*, **56**, 734-74.

Radwan, M.A., Essawy, A.E., Abdelmeguid, N.E., Hamed, S.S. et Ahmed, A.E., 2008. Biochemical and histochemical studies on the digestive gland of *Eobania vermiculata* snails treated with carbamate pesticides. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, **90**: 154–167.

Radwan, M.A., EL-wakil , H.B., Osman, K.A., 1992. Toxicity and biochemical impact of certain oxime carbamate pesticides against terrestrial snail, *Theba pisana* (Muller). *J. Environ. Sci. Health.*, **B27 (6)**: 759-773.

Radwan, M.A., El-Gendy, K.S. et Gad, A.F., 2010. Biomarkers of oxidative stress in the land snail, *Theba pisana* for assessing ecotoxicological effects of urban metal pollution. *Chemosphere*, **79**: 40-46.

Radwan, M.A. et Mohamed, M.S., 2013. Imidacloprid induced alterations in enzyme activities and energy reserves of the land snail, *Helix aspersa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **95**, 91–97.

Rajulu, G. S., 1974. A comparative study of the organic components of the haemolymph of a millipede *Cingalobolus bugnioni* and a centipede *Scutigera longicornis* (Myriapoda). – *Symposia of the Zoological Society of London*, **32**: 347–364.

Ramade, F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie. Editions Tec & Doc. Lavoisier, Paris.

Rao, J.V., Kavitha P., Srikanth K., Usman P.K. et Rao T.G., 2007. Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponges, *Sigmadocia fibulata* inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. *Toxicological and environmental chemistry.*, **89**: 487-498.

Raven, C.P., 1961. Oogenesis: the storage of developmental information. London: Pergamon Press.

Ribera, D., Narbonne, J.F., Suteau, P., Raoux, C., Garrigues, P., et Lafauri, E.M., 1989. Activities of the PAH metabolizing system in the mussel as a biochemical indicator for pollution: French coasts of the Mediterranean Sea. *Océanis*, **15**: 443-449.

Raikhel, A. S. et Dhadialla, T. S., 1992. Accumulation of yolk proteins in insect oocytes. *Annu. Rev. entomol*, **37**: 217-251.

Reddy, A.T., Ayyanna, K., Yellamma, K., 1991. Sensitivity of brain cholinesterase to cypermethrin toxicity in freshwater teleost *Tilapia mossambica*. *Biochem. Int.* **23**, 959-962.

Reimers, Y., 2003. Notes de Systématique Evolutive, 2003, Genève, 172p.

Ricou G., 1964. Relations entre l'Activité des Limaces Grises et la Température, Overdr. Mededel de Landbou Whogeschool Opzoekings, *staat Gent.* **29**, 1071-1080.

Rodriguez J.A., Nanos N., Grau J.M., Gil L., et Lopez-Arias M., 2008. Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils. *Chemosphere.* **70**: 1085-1096.

Roma, G.C. Bechara, G.H. et Camargo-Mathias M.I., 2010. Permethrin-induced ultrastructural changes in oocytes of *Rhipicephalus sanguineus* (Latreille, 1806) (Acari: Ixodidae) semi-engorged females *Ticks and Tick-Borne Diseases*, pp. 113–123

Rouabah, L., et Descamps, M., 2001. Biologie des Oligochètes *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora chlorohica* et *Dendrobaena pygmaea* dans le constantinois (Est Algérien), *Bull. Soc. Zool. Fr*, **126**: 49-58.

S

Sacchi C.F., 1971. Ecologie comparée des Gastéropodes Pulmonés des dunes Méditerranéennes et Atlantiques. *Nature. Soc. It. Sc. nat. Museo, Civ. St, nat. e Acquario Civ*, Milano, **62 (3)**, pp. 277-358.

Saci-Messiad R., 2006. Effets d'un régulateur de croissance l'Azadirachtine chez *Blattella germanica* (Dictyoptera-Blattellidae) : Physiologie, Activités enzymatiques et comparaison de la détoxification avec d'autres groupes de pesticides. Mémoire de Magister en Biologie et Physiologie Animale, option: Environnement et Santé.

Saglio, P., Trijasse, S. et Azam, D., 1996. Behavioural effects of water-born carbofuron in goldfish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, **31**: 232-238.

Saglio, P., Trijasse, S. et Azam, D., 1996. Behavioural effects of water-born carbofuron in goldfish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **31**: 232-238.

Sakai, A. K., F. W. Allendorf, J. S. Holt, D. M. Lodge, J. Molofsky, K. A. With, S. Baughman, R. J. Cabin, J. E. Cohen, N. C. Ellstrand, D. E. McCauley, P. O'Neil, I. M. Parker, J. N. Thompson, et S. G. Weller., 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**:305-332.

Sala, O. E., F. S. Chapin, III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, et D. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**:1770-1774.

Salas C., Tirado C. et Manjon-Cabeza M. E., 2001. Sublethal foot predation on Donacidae (Mollusca: Bivalvia). *Journal of Sea Research*, **46**: 43-56.

Salama, A.K., Osman, K.A., Saber, N.A. et Soliman, S.A., 2005. Oxidative stress induced by different pesticides in the land snails, *Helix aspersa*. *Pakistan journal of biological Science*, **8 (1)**, 92-96.

Salem, H., Smaght, G. et Degheele, D., 1997. Effects of tebufenozide on oocyte growth in *Plodia interpunctella*. *Med. Fac. Landbouw. Univ. Gent*, **62: (1)**: 9-13.

Sarkar, S., Ray D. et Sshrivastata A.N., 2006. Molecular biomarkers : their significance and application in marine pollution monitoring . *Ecotoxicol.*, **15**: 333-340.

Scheffel, 1987. Hâuntungsphysiologie der Chilopoden. Ergebnisse von Untersuchungen am *Lithobius forficatus* (L.). *Zool. J b. Physiol.*, **91**: 257-282.

Senthil Nathan S., Kalaivani K., Murugan K., Chung P.G., 2005b. Efficacy of neem limonoids on *Cnaphlocrocic medinalis* (Guinée) (Lepidoptera: Pyralidae) the rice leaffolder. *Crop Prot.*, **24**: 760-763.

Serra, A., et Miquel, M.C., 1996. Etude de la reproduction et du développement post-embryonnaire de *Lithobius pilicornis* Newport, 1844 (Chilopoda, Lithobiomorpha). In : Acta Myriapodologica. *Mém. Mus. natn. Hist. Nat.*, **169** : 359-364.

Shibko, S., Koivistoinen, P., Tratyneck, C., Newhell, A. et Freidman, L., 1966. A method for the sequential quantitative separation and glycogen from a single rat liver homogenate or from a sub cellular fraction. *Analytic. Biochem.*, **19**: 514-528.

Sifi K., Chouahda S. et Soltani N., 2007. Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Donax trunculus* (L., 1758) dans le golfe d'Annaba, (Algérie). *Mésogée* **63** : 11-18.

Sifi, K., 2009. Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe d'Annaba : Croissance, composition biochimique et dosage de biomarqueurs du stress environnemental chez *Donax trunculus* (Mollusque, Bivalve). Thèse de Doctorat. Département de Biologie. Université d'Annaba. 229p.

Siegfried, B.D., et Scharf, M.E., 2001. Mechanisms of organophosphate resistance in insects. Department of entomology, 202 Plant industry Bldg, *University of Nebraska. Lincoln NE, USA.* pp. 269-291.

Singh D.K., et Agarwal R.A., 1989. Toxicity of piperonyl butoxide-carbaryl synergism on the snail *Lymnaea acuminata*. *International Review of Hydrobiology.* **74**: 689-699.

Sokolova I.M., Sokolova E.P. et Ponnappa K.M., 2005. Cadmium exposure affects mitochondrial bioenergetics and gene expression of key mitochondrial proteins in the eastern oyster *Crassostrea virginica* Gmelin (Bivalvia: Ostreidae). *Aqua. Toxicol.*, **73**: 242-255.

Soltani-Mazouni N., 1994. Effects of ingested diflubenzuron on ovarian development during the sexual maturation of *Tenebrio molitor* (L.). *Tissue et Cell.*, **26** (3) : 439-445.

Soltani-Mazouni, N. et Bouteldja, D., 2007. In vivo activity of captopril, an inhibitor of angiotensin converting enzyme, in mealworms: ecdysteroid amounts and composition of ovaries. *Comm. Appl. Biol. Sci. Ghent University*, **72/3**: 623-627.

Soltani ,N., Chebira, S., Delbecque, J.P., et Delachambre, J. 1993. Biological activity of Flucycloxuron, a novel benzoylphenylurea derivative, on *Tenebrio molitor*: Comparaison with diflubenzuron and triflumuron *Experientia*, **49** (12): 1088-1091.

Soltani-Mazouni, N., Hami, M. et Gramdi, H., 2012. Sublethal effects of methoxyfenozide on reproduction of the Mediterranean flour moth, *Ephesia kuehniella* Zeller. *Invertebrate Reproduction and Development*, Vol **56** (2): 157-163.

Soltani-Mazouni, N., Taibi, F. Zergouni, K., et Soltani, N., 2001. RH-0345 restored partly the effects induced by KK-42 on reproductive events in mealworms. *Med. Fac-Univer. Gent.* **66**: 2a. pp 437-443.

Sólymos, P. et Fehér, Z., 2005. Conservation prioritization using land snail distribution data in Hungary. *Conservation Biology.* **19**:1084-1094.

Soucha, M., 2016. Contribution à l'étude de la Biologie de la Reproduction de deux espèces de Myriapodes Chilopodes *Scolopendra morsitans* et *Eupolybothrus nudicornis*. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Stachurski, A., et Zimka, J.A., 1976. Methods of studying forest ecosystems: microorganism and saprophage consumption in the litter. *Ekol Pol*, **24**: 57-67.

Stone, D., Jepson, P., Kramarz, P. et Laskowski, R., 2001. Time to death response in carabid beetles exposed to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution. *Environ. Pollut*, **113** : 239-244.

Sue M., Mikova T., Ueda T., Nomoto Y; Miyamoto T., 2006. A novel function of housefly glutathione transferase 6B its effects on the retention and increase of insecticidal activity of the insecticide prothiofos . *J. Comp. Physiol.* **158B**: 263-269.

Sun, X., Barrett, B.A., et Biddinger D.J. 2000. Fecundity and fertility reductions in adult leaf beetles exposed to surfaces treated with the ecdysteroid agonist tebufenozide and methoxyfenoside. *Entomol. Exp. Appl.* **94**: 75-83.

Swarcewicz M.K., Gregorczyk A., 2012. The effects of pesticide mixtures on degradation of pendimethalin in soils. *Environmental Monitoring Assessment.* **184**: 3077-3084.

T

Taibi, F., 2007. Etude comparée du développement et de la reproduction chez deux ravageurs des denrées stockées *Ephesia kuehniella* et *Tenebrio molitor*: Aspect endocrinien en rapport avec l'impact d'un mimétique de l'hormone de mue, le RH-0345. Thèse de Doctorat. Département de Biologie. Université d'Annaba.

Taibi, F., Smaghe, G., Amrani, L. et Soltani-Mazouni, N., 2003. Effect of ecdysone agoniste RH-0345 on reproduction of meal worm, *Tenebrio molitor*. *Comparative Biochemistry and Physiology.* **135**: 257-267.

Tannenbaum L.V., 2005. A critical assessment of the ecological risk assessment process: a review of misapplied concepts. *Integrated environmental assessment and management.* 1, 66-72.

Taurquin, M.J. et Crague, G., 1994. Impact de la gestion des eaux usées sur la biocénose cavernicoles de la zone noyée et de la source du système Karstique de la nappe Neuville S/Ain, France, *Bull. Mens. Soc. Lin (Lyon)*, 63 (9) : 337-348. Telfer, W. H., 1967. The mechanism and control of yolk formation. *Ann. Rev. Entomol.* 161-184.

Telfer, W.H., 1967. The mechanism and control of yolk formation. *Ann. Rev. Entomol.* 10:161-184

Tine, S., Aribi, N., et Soltani, N., 2011. Laboratory evaluation of azadirachtin against the oriental cockroach, *Blatta orientalis* L. (Dictyoptera, Blattellidae): Insecticidal activity and reproductive effects. *African Journal of Biotechnology* **10 (85)**: 19816-19824.

Tomita, T., Hidoh, O., et Kono, Y., 2000. Absence of protein polymorphism attributable to insecticide-insensitivity of acetylcholinesterase in the green rice leaf hopper, *Nephotellix cincticeps*. *Insect Biochemistry and Molecular Biology*, **30**, 325-333.

Toutant, J.P., 1989. Insect acetylcholinesterase : Catalytic properties, tissue distribution and molecular forms. *Prog. Neurobiol.* **32**, 719-734.

Trabalon, M., Bautz, A.M., Morinière, M., et Porcheron, P., 1992. Ovarian development and correlated changes in hemolymphatic ecdysteroid levels in two Spiders, *Coelotes terrestris* and *Tegenaria domestica* (Araneae, Agelenidae). *General and comparative Endocrinology*, **88**: 128-136.

U

Yu S. J., Nguyen S. N., et Abd- Elghar G. E., 2003. Biochemical characteristics of insecticide resistance in the fall armyworm *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith). *Pest. Biochem. Physiol.*, **77**: 1-11.

Yu S. J., 2004. Induction of detoxification enzymes by triazine herbicide in the fall armyworm *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae). *Pest. Biochem. Physiol.*, **80**: 113-122.

V

Valles S. M., 1999. Stage dependent bendiocarb tolerance in the German cockroach (Dictyoptera: Blattellidae). *J. Econ. Entomol.*, **33**: 313-315.

Valavanidis A., Vlahogianni T., Dassenakis M. et Scoullou M., 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **64**: 178-189.

Vandenbulcke F., Grelle C., Fabre M. C. et Descamps M., 1998. Ultrastructural and autometallographic studies of the phrocytes of *lithobius forficatus* (Myriapoda, Chilopoda) : role in detoxification of cadmium and lead, *ht. J Insect Morphol & Embryo.*, **27**, 111-120.

Van Straalen N.M., 2003. Ecotoxicology becomes stress ecology. *Environmental Science and Technology*, **37**, 233-234.

Van der Oost, R., Beyer, J., et Vermeulen, N.P.E., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **13**: 57-149 .

Van Hensden, H.C., et Law, J.H., 1989. An insect transport particule promotes lipid loading from fat body to lipoprotein. *J. Biol. Chem.*, **264**: 17287-17292.

Verhoeff., 1925. Chilopoda. In: Bronns Klassen and ordnungen des Tierreichs, *BD.5.AB.II, Buch I.*

Viard-La rocca, B., 2004. Mise au point et validation, sur sites contaminés, (ETM-HAP) d'un test de biosurveillance en microcosme: Croissance et bioaccumulation par le gastéropode terrestre *Helix aspersa aspersa*. Thèse en Sciences de la Vie, Université de Metz, 266 p.

Viard-La rocca, B., Maul A., et Pihan J.C., 2004. Standard use conditions of terrestrial gastéropods in active biomonitoring of soil contamination. *Journal of Environment Monitoring*, **6**; 103-107.

Viaux, P., et Rameil, V., 2004. Impact des pratiques culturales sur les populations d'arthropodes des sols en grandes cultures : déterminer des espèces bio-indicatrices. pp 8-13 in : *Phytophoma : défense des végétaux*, avril 2004. Ruralia, France.

Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, et R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* **84**:468–478

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, et J. M. Melilo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**:494–499

Vlaykova T, Gulubova M, Vlaykova D, Cirovski G, Yovchev Y, et Julianov A ., 2008. Expression of the xenobiotic- and reactive oxygen species-detoxifying enzymes, GST-pi, Cu/Zn-SOD and Mn-SOD in primary hepatocellular carcinoma. *Trakia J Sci.*, **6**:14–21.

W

Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., et Peakall D.B., 2006. Principles of ecotoxicology, Third ed. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, USA.

Wardle, D.A., 2002. Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components. Princeton University Press, Princeton.

Wiens, A., et Gilbert, T., 1986. Regulation of carbohydrate mobilization and utilization in *Leucophaea madreeae*. *J. Insect physiol.* **13**:779-794.

Wigglesworth, V. B., 1972. The principals of insect physiology. Seventh edition published in USA by Chapman and Hall. University Press, Cambridge: New York. Pp. 71-72.

X

Xu S., et Tao S., 2004. Coregionalization analysis of heavy metals in the surface soil of Inner Mongolia. *Science of the Total Environment.* **320**: 73-87.

Xylander, E.R., 2009. Physico-chemical properties of haemolymph of Chilopoda and Diplopoda (Myriapoda, Arthropoda): protein content, pH, osmolarity . *Soil organisms*, **31** :431–439.

Y

Yang Y., Wu Y., Chen S., Devine G.J., Denholin I., Jewess P., Moores G.J., Denholin I., Jewess P. et Moores G.D., 2004. The involvement of microsomal Oxidases in pyrethroid resistance in *Helicoverpa armigera* from Asia. *Insec. Biochem. Mol. Biol*, **34**: 763-773.

Yu, S. J., 2004. Induction of detoxification enzymes by triazineherbicide in the fall armyworm *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae). *Pest.Biochem. Physiol.*, **80**: 113-122.

Z

Zapparoli M., 2002. Catalogue of the Centipedes from Greece (Chilopoda). *Fragmenta Entomologica*, **34 (1)**: p146.

Zawisza-Raszka A., Dolezycg B., 2008. Acetylcholinesterase catalase and glutathione S-transferase activity in beet armyworm (*Spodoptera exigua*) exposed to nickel and/or diazinon, *Acta Biol Hung*; **59 (1)**, 31-45.

Zerbib, C., 1966. Etude descriptive et expérimentale de la différenciation de l'appareil génital d'un Myriapode Chilopode : *Lithobius forficatus*. *L. Bull. Soc. Zool*, **91**: 203-215.

Zhu Y.C., Snodran G.L., et Chen. M.S., 2007. Comparative study on glutathione S-transferase activity, cDNA, and gene expression between malathion susceptible and resistant strains of the tarnished plant bug . *Lygus linolaris*. *Pest. Biochem. Physiol.*, **87**: 62-72;

Zimowska, G., Shirk, P.D., Silhacek, D.L., et Shaaya, E., 1994. Yolk sphere formation is initiated in oocytes before development of patency in follicles of the moth, *Plodia interpunctella raux's arch*. *Dev. Biol.*, **203**:215-226.

Zimowska, G., Shirk, P.O., Silhacek, D.L., Shaaya, E., 1995. vitellin and formation of yolk spheres in vitellogenic follicles of plodia interpunctella. *Arch. Insect. Biochem. Physiol*, **29**: 71-85.